

INSTITUTO POLITÉCNICO DE BEJA
ESCOLA SUPERIOR AGRARIA



MESTRADO EM ENGENHEIRIA DO AMBIENTE

**Utilização de Ensaio Ecotoxicológicos na
Avaliação de Risco Ambiental Promovido por
Pesticidas: caso-estudo Brejo do Cagarrão**

Claúdia Sofia Ludovino Matos Silva

Orientadora: Doutora Patrícia Alexandra Dias Brito Palma

BEJA, 2012

INSTITUTO POLITÉCNICO DE BEJA
ESCOLA SUPERIOR AGRARIA



MESTRADO EM ENGENHEIRIA DO AMBIENTE

**Utilização de Ensaios Ecotoxicológicos na
Avaliação de Risco Ambiental Promovido por
Pesticidas: caso-estudo Brejo do Cagarrão**

Claudia Sofia Ludovino Matos Silva

Orientadora: Doutora Patrícia Alexandra Dias Brito Palma

Dissertação apresentada na Escola Superior Agrária de Beja para a
obtenção do grau de Mestre em do Ambiente

BEJA, 2012

“O meu pensamento está no futuro, pois é lá que passarei o resto de minha vida”.

Charles Kettering

Agradecimentos

Este trabalho não estaria devidamente concluído sem que nele expressasse os meus mais sinceros agradecimentos e enorme reconhecimento àqueles que, de alguma forma, colaboraram no decurso da sua elaboração.

À Prof. Doutora Patrícia Palma, um agradecimento especial por ter sempre acreditado em mim e no meu trabalho, pela sua orientação, disponibilidade, sugestões, conselhos e cooperação ao longo de todo este percurso.

À Eng^a. Isabel, pela disponibilidade, amizade e apoio concedido no laboratório de águas.

À Prof. Margarida P. Reis, pela disponibilidade e enorme ajuda na identificação do fitoplâncton.

À Miren Lopez de Alda, do Departamento de Química Ambiental IIQABCSIC, Barcelona, o meu agradecimento pela sua preciosa ajuda na avaliação dos pesticidas.

À Ana Pacheco, à Eng^a. Zézinha, à Ivone, à Mariana e à Lídia pelo apoio e disponibilidade manifestada sempre que necessitei.

Aos meus colegas de trabalho Cátia Canteiro, Sérgio Henriques, Luís Marques, Joana Veríssimo e Ana Isabel, pela ajuda e atenção que me prestaram sempre que eu dela precisei.

A todos os professores que me acompanharam no ano curricular do mestrado, pelos ensinamentos que me transmitiram. Principalmente ao Prof. Carvalho da Silva por tudo o que me ensinou e pelo que sempre representou para mim durante os seis anos que frequentei a Escola Superior Agrária de Beja.

Aos meus amigos. O vosso apoio foi fundamental e, sem ele, teria sido tudo bem mais difícil (vocês sabem).

Gostaria ainda de agradecer, de um modo muito especial, às pessoas mais importantes da minha vida:

À minha amiga Paula Canha, pela sua paciência, apoio, ensinamentos, conversas e por sempre me ter feito acreditar que era possível.

Aos meus pais e irmão que são uns dos pilares da minha vida, e que ao longo de todo o meu percurso académico me apoiaram e deram força, mesmo quando a luz ao fundo do túnel parecia extinguir-se.

Ao meu avô Jacinto e avó Antónia que sempre tiveram orgulho em mim um muito obrigada por tudo o que foram e representaram na minha vida. Espero que continuem a ser as duas estrelinhas mais brilhantes do céu.

Índice

1. Introdução	1
1.1. Considerações gerais	1
1.2. Rios de carácter temporário.....	5
1.3. Diretiva Quadro da Água	9
1.4. Caracterização físico-química	12
1.5. Pesticidas.....	12
1.6. Utilização de Bioindicadores e Biomonitorização	13
1.7. Macroinvertebrados Bentónicos.....	14
1.8. Caracterização do fitoplâncton.....	15
1.9. Ensaio ecotoxicológicos	18
2. Material e Métodos	21
2.1. Localização e descrição da área de estudo	21
2.1.1. A escolha do Brejo do Cagarão	21
2.1.2. Valores Conservacionistas	21
2.1.3. Área de estudo	22
2.1.4. Caracterização Geológica e Geomorfológica	24
2.1.5. Clima	24
2.1.6. Vegetação	25
2.1.7. Principais fontes antropogénicas, ao longo da linha de água do Brejo do Cagarão	25
2.1.8. Localização dos pontos de amostragem.....	29
2.1.8.1. Periodicidade de amostragem	29
2.2. Metodologia de Campo	30
2.2.1. Parâmetros Analíticos e Metodologias utilizadas	30
2.2.1.1. Avaliação Físico-química da Qualidade da Água.....	30
2.2.1.1. Amostragem de Macroinvertebrados Bentónicos	33
2.2.1.2. Avaliação da flora aquática - fitoplâncton	37
2.2.1.3. Ensaio ecotoxicológicos.....	37

2.2.1.4. Análise estatística	42
3. Resultados e discussão	43
3.1. Qualidade físico-química da água	44
3.1.1. Parâmetro de Estratificação Sazonal.....	44
3.1.1.1. pH.....	44
3.1.2. Parâmetros de Mineralização.....	45
3.1.2.1. Condutividade Elétrica	45
3.1.2.2. Cloretos	47
3.1.3. Nutrientes	49
3.1.3.1. Azoto Kjeldahl.....	49
3.1.3.2. Azoto Amoniacal.....	50
3.1.3.3. Nitratos.....	52
3.1.3.4. Nitritos.....	54
3.1.3.5. Ortofosfatos	55
3.1.4. Descritores Orgânicos.....	57
3.1.4.1. Carência Bioquímica de Oxigénio	57
3.1.4.2. Carência Química de Oxigénio.....	59
3.1.5. Metais Totais	61
3.1.6. Pesticidas	63
3.1.7. Parâmetros biológicos.....	65
3.1.7.1. Comunidade de Macroinvertebrados Bentónicos	65
3.1.7.2. Fitoplâncton.....	73
3.1.8. Ensaio ecotoxicológicos.....	76
3.1.8.1. Teste Agudo com <i>Vibrio fischeri</i>	76
3.1.8.2. Teste Agudo com <i>Daphnia magna</i> e Teste agudo com <i>Thamnocephalus platyurus</i>	76
3.1.8.3. Teste Crónico com <i>Daphnia magna</i>	76
4. Conclusão.....	79
5. Bibliografia	85

Índice de Figuras

Figura 1.1 – Concentração de nitratos e de fosfatos (mg/L) em 8 rios europeus. Os rios Pardiela, Albujo e Mulargia são temporários com características tipicamente Mediterrânicos.	9
Figura 1.2 - Sucessão sazonal dos grupos taxonómicos dominantes como resposta à combinação das variáveis sazonais inerentes aos meios ribeirinhos (<i>Adapt.</i> Reynolds 1980 <i>in</i> Pourriot & Meybeck 1995).	17
Figura 2.1 - Áreas protegidas do Alentejo Litoral (ICNb, 2009).	22
Figura 2.2 - Enquadramento geográfico da área de estudo.	23
Figura 2.3 - Práticas agrícolas existentes ao longo do traçado da linha de água do Brejo do Cagarrão.	23
Figura 2.4 - Localização das fontes de poluição da linha de água do Brejo do Cagarrão.	26
Figura 2.5 - Uso do solo em Junho de 2011.	27
Figura 2.6 - Uso do solo em Setembro de 2011.	27
Figura 2.7 - Uso do solo em Janeiro de 2012.	28
Figura 2.8 - Uso do solo em Março de 2012.	28
Figura 2.10 - Recipiente térmico utilizado na amostragem.	30
Figura 2.12 – Cultura de <i>P. subcapitata</i> mantida no laboratório.	39
Figura 2.13 – Ensaio crónico com <i>D. magna</i>	40
Figura 2.14 – Organismo pertencente à espécie <i>T. platyurus</i>	42
Figura 3.1 – A zona envolvente ao Local 1.	43
Figura 3.2 – A zona envolvente ao Local 2.	44
Figura 3.3 – Variação do parâmetro de pH (média período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.	45
Figura 3.4 – Variação do parâmetro da Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$) (média de amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.	47
Figura 3.5 – Variação do parâmetro de Cloretos (mgL^{-1}) (média houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.	49
Figura 3.6 – Variação do parâmetro de Azoto Kjeldahl (mg L^{-1}) (média de amostragem, no período de estudo. # em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque estava seco.	50

Figura 3.7 – Variação do parâmetro de Azoto amoniacal (mg L^{-1}) (média de amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.	51
Figura 3.8 – Variação do parâmetro de Nitratos (mg L^{-1}) (média amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.	53
Figura 3.9 – Variação do parâmetro de Nitritos (mg L^{-1}) (média padrão; $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.	55
Figura 3.11 – Variação do parâmetro de Carência bioquímica de oxigénio ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) (média $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.	59
Figura 3.12 – Variação do parâmetro de Carência química de oxigénio ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) (média $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. # em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque estava seco.	60
Figura 3.13 - Variação de metais pesados (As, Fe e Mn) (mg L^{-1}) (média amostragem, no período de estudo. # em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque estava seco.	61
Figura 3.14 - Variação de pesticidas (ng L^{-1}) no Local 1. Em Março de 2012 não houve recolha de água, porque estava seco.	63
Figura 3.15 - Variação de pesticidas (ng L^{-1}) no Local 2.	64
Figura 3.16 – Variação espaço-temporal da percentagem dos principais grupos taxonómicos no Local 1 . Em Abril de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque estava seco.	67
Figura 3.17 – Variação espaço-temporal da percentagem dos principais grupos taxonómicos no Local 2.	67
Figura 3.18 – Variação espaço-temporal da percentagem <i>Ephemeroptera</i> , <i>Plecoptera</i> e <i>Trichoptera</i> (% EPT). .	69
Figura 3.19 – Variação espaço-temporal da qualidade biológica da água, de acordo com o A) Índice Biótico..	70
Figura 3.20 – Variação espaço-temporal da qualidade biológica da água, de acordo com o B) Índice Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP), com as cores associadas às classes de qualidade.	71
Figura 3.21 – Variação espaço-temporal do Índice Português de Invertebrados do Sul (IPTIS), com as cores correspondentes às classes de qualidade.	72
Figura 3.23 – Variação espaço-temporal fitoplancónica (cél mL^{-1}) dos principais grupos taxonómicos no Local 2.	74
Figura 3.24 – Algumas das espécies de plâncton analisados nas diversas amostras.	75

Figura 3.25 – Número de juvenis produzidos por *D. magna* exposta durante 21 dias a crescentes concentrações de água do Local 1, recolhidas em Junho e Setembro de 2011 e Janeiro de 2012 na Linha de água do Brejo do Cagarrão (média \pm desvio padrão; n=3). O ASTM foi usado como controlo negativo. * Diferença significativa em relação ao controlo (Teste de *Dunnett's*, $p<0,05$). 77

Figura 3.26 – Número de juvenis produzidos por *D. magna* exposta durante 21 dias a crescentes concentrações de água do Local 2, recolhidas em Junho e Setembro de 2011 e Janeiro e Março de 2012 na Linha de água do Brejo do Cagarrão (média \pm desvio padrão; n=3). O ASTM foi usado como controlo negativo. * Diferença significativa em relação ao controlo (Teste de *Dunnett's*, $p<0,05$). 78

Índice de Tabelas

Tabela 2.1 – Parâmetros analíticos, abreviaturas, unidades e técnicas analíticas utilizadas no estudo da qualidade da água da linha de água do Brejo do Cagarrão. 31

Tabela 2.2 – Parâmetro de performance do método: limites de detecção (LD). 32

Tabela 2.3 – Tipos de habitat mais relevantes para as comunidades de macroinvertebrados bentónico (habitats inorgânicos e orgânicos) e escala empírica para a identificação dos habitats inorgânicos (INAG, 2008b). 34

Tabela 3.1 – Tabela resumo com a classificação do INAG (2006) e de Nisbet & Verneaux, (1970). 62

Abreviaturas

AsS - Realgar

APHA - *America Public Health Association*

ASTM - *America Society for Testing Materials*

DGPC - Direcção-Geral de Protecção das Culturas

DQA - Diretiva Quadro da Água

E - Índice de Equitabilidade de Pielon

EC₅₀ - Concentração que promove um efeito, em 50% da população exposta

EPA - *Environmental Protection Agency*

EPT - Ephemeroptera / Plecoptera e Tricoptera

FEPA - Food and Environmental Protection Act

IBB - Índice Biótico Belga

IBMWP - *Iberian Biological Monitoring Working Party*

INAG - Instituto Nacional da Água

IPtL_s - Índice Português de Invertebrados do Sul

Ni - Número de indivíduos do grupo taxonómico i

PBH - Plano de Bacias Hidrográficas

PNA - Plano Nacional da Água

PNSCV - Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina

PQA - Padrões de Qualidade Ambiental

RGA - Recenseamento Geral de Agricultura

RQE - Rácio de Qualidade Ecológica

SIC - Sociedade Internacional de Limnológica

Resumo

O objetivo do presente trabalho consistiu na avaliação da qualidade da água do rio temporário do Brejo do Cagarrão, pertencente ao concelho de Odemira, no período de 2011 com recurso a parâmetros físico-químicos, pesticidas, índices bióticos, fitoplâncton, hidromorfológicos e ecotoxicológicos. Assim, a abordagem utilizada neste trabalho realça a importância de analisar de uma forma integrada os vários componentes dos ecossistemas, com a finalidade de avaliar a sua qualidade global (água, biota, zona ripária).

A avaliação do habitat físico que envolve as zonas de estudo revelou profundas transformações, ao longo do seu percurso, que se refletiram na fraca capacidade da faixa ripária para funcionar como tampão dos impactos antropogénicos a que os sistemas estão sujeitos. Através da análise da qualidade físico-química da água, verificaram-se níveis de poluição orgânica elevados (CBO₅ e CQO), com agravamento no verão. Os metais potencialmente tóxicos apresentaram valores (dizer os intervalos de valores para os 3 metais) que classificam a água, no período de estudo, como uma água de muito má qualidade.

Os principais pesticidas detetados foram a terbutilazina, 2-metil-clorofenoxiacético (MCPA), o bentazone, o mecoprop e o metolacoloro. Alguns destes herbicidas apresentaram um padrão sazonal relacionado com a sua aplicação nas culturas. Este facto pode indicar que a poluição causada por estes compostos não é persistente. Em contrapartida, alguns pesticidas, como terbutilazina e o metolacoloro, foram detetados em baixas concentrações durante períodos prolongados, o que indica que estes pesticidas são suscetíveis de persistir na massa de água e podem ter um potencial impacto no ecossistema aquático.

O estudo da comunidade de macroinvertebrados bentónicos indicou que os dois locais de amostragem se encontram entre ligeiramente poluídos a poluídos. A diversidade de macroinvertebrados bentónicos foi baixa, com populações dominadas por taxa tolerantes à poluição, como indivíduos pertencentes à família *chironomidae* que parecem estar perfeitamente adaptados às condições existentes. Dos dois locais de amostragem analisados, o que fica situado perto da nascente foi o que apresentou a pior qualidade ecológica.

Relativamente ao fitoplâncton, os valores obtidos mostram que o Local 2 apresentou valores de cianobactérias superiores ao que é estipulado na DQA (<2000 cél/mL) no mês de Setembro de 2011.

Os principais parâmetros responsáveis pela variabilidade da qualidade da água na linha em estudo foram a matéria orgânica, os nutrientes e os herbicidas. A partir dos resultados obtidos nos ensaios toxicológicos agudos, foi possível concluir que o *Vibrio fischeri* foi a espécie mais sensível detectando toxicidade no período húmido os restantes bioindicadores (*Thamnocephalus platyurus* e *Daphnia magna*) não responderam a quando da exposição aguda. No entanto, os resultados dos ensaios crónicos com o crustáceo *D. magna* mostraram que algumas amostras apresentam toxicidade, tendo ocorrido um decréscimo significativo do número de juvenis em relação ao controlo, especialmente no período seco.

Falta dizer de uma forma geral o que aconteceu (resumo dos resultados)

Os resultados obtidos neste trabalho são, portanto, importantes podendo servir de incentivo à elaboração de trabalhos futuros que apresentem soluções de gestão integrada dos recursos naturais, visando a diminuição da poluição pontual e difusa em toda a linha de água do Brejo do Cagarrão, juntamente com a reabilitação das faixas ripárias e a criação de condições de retenção de nutrientes, de forma a atingir o “bom” estado ecológico e químico preconizado pela DQA.

Abstract

The aim of the present work was to assess the quality of the Brejo do Carragão temporary stream, in the Odemira municipality. This assessment was made through the analysis of physical-chemical parameters, identification and quantification of pesticide, biotic indicators, phytoplankton, hydromorphology and ecotoxicology. Therefore the approach used in this work enhances the importance of an integrated analysis of several ecosystems components, with the goal to assess its global quality (water, biota and riparian habitats).

The assessment of the physical environment that covers the study area revealed deep transformations throughout the stream's course, that are reflected in the feeble ability of the riparian area to work as protection against the anthropogenic impacts that affect this system. Considering the physical-chemical analysis the results showed high levels of organic pollution (CBO₅ and CQO), namely in the summer period. The trace metals quantified showed values that allowed classify the water as of very poor quality.

The main pesticides detected were terbutilazina, 2-metil-clorofenoxiacético (MCPA), bentazone, mecopropa and metolacoloro. Some of these herbicides presented a seasonal pattern related to their crop usage. This may indicate that pollution caused by those compounds is not constant. On the other hand, several pesticides, as terbutilazina and metolacoloro, were detected in low concentration during prolonged periods, which indicates that these pesticides are likely to remain in the water and may impact the aquatic ecosystem.

The study of the macroinvertebrate community indicated that both sampling sites are found to be from slightly polluted to polluted. The diversity of benthonic macroinvertebrates was low, with populations dominated by pollution resistant groups, namely the *chironomidae* family that seem to be well adapted to the existing conditions. From the analysed sites, the one located near the water fountain was the one with worse ecological quality.

As for what phytoplankton is concerned, the values obtained show that the two sites had cyanobacteria values above DQA (<2000 cél/mL) in September 2011.

The main parameters responsible for the variability of water quality were organic matter, nutrients and herbicides. From the toxicological results it was concluded that *Vibrio fischeri* was the most sensitive species in the sampling period. The remaining bioindicators

(*Thamnocephalus platyurus* and *Daphnia magna*) did not show sensitivity to the water samples.

On the other hand, the results of the chronic trials with the crustacean *D. magna* revealed that some of the samples were toxic, showing a reduction of the number of juveniles, especially in the dry period.

The results obtained by this work are thus important. They have the potential to be used as an incentive to future projects approaching integrated natural resources management solutions, with focus in diminishing the occasional and sparse pollution in the length of the Brejo do Cagarrão stream, along with the rehabilitation of the riparian ecosystems and enforcing the appropriate conditions for nutrient retention, allowing to achieve the chemical and ecological ‘well being’ referred in the DQA.

1. Introdução

1.1. Considerações gerais

A água desempenha um papel vital e insubstituível em todo o equilíbrio ecológico. Sendo um recurso natural imprescindível à manutenção da vida na Terra e constituindo um fator essencial para a estruturação do desenvolvimento socioeconómico, torna-se fundamental que seja gerida de forma ponderada e equilibrada. Assim, a garantia da qualidade dos recursos hídricos, promovendo-se a conservação de habitats fundamentais, é um vetor essencial de uma estratégia sustentável (Rodrigues *et al.*, 2006).

Os cursos de água são um dos elos fundamentais do ciclo hidrológico e o suporte de ecossistemas complexos, representando “corredores” de deslocação e de vivência para várias espécies (Moura, 1997). O desenvolvimento das comunidades aquáticas atinge o ótimo em locais não perturbados (Karr & Chu, 1999 *in* Manoto *et al.*, 2006) e é vulgarmente aceite que as perturbações de origem humana afetam o ecossistema fluvial de uma forma que torna as comunidades mais pobres (Manoto *et al.*, 2006).

As comunidades aquáticas são frequentemente estruturadas de acordo com a complexidade dos habitats, fatores abióticos, ocorrência de fenómenos periódicos de cheias, secas e alteração da qualidade da água (Schlosser, 1990; Cowx & Welcomme, 1998). Assim, a degradação do habitat e da qualidade da água estão quase sempre entre os fatores que mais influenciam a qualidade ecológica de um rio (Oliveira *et al.*, 2007).

Assim, o desenvolvimento económico, a industrialização e a urbanização em conjunto com o crescimento demográfico, levaram a um aumento significativo do consumo e da contaminação das massas de água (Almeida *et al.*, 2007). Um grande número de rios e aquíferos estão contaminados devido a atividades antropogénicas como a indústria, agricultura e a descarga de efluentes (Koukal *et al.*, 2004; Milovanovic, 2007).

As descargas de efluentes domésticos são os principais fatores responsáveis pela contaminação microbiológica das águas superficiais (Chapman e Jackson, 1996; Mudge e Duce, 2005). O excesso de contaminação fecal, na massa de água superficial, pode trazer impactes negativos para a saúde das populações humana, quando a água é utilizada para fins de consumo, recreativos e de lazer (Reeves *et al.*, 2004). Por outro lado, nas últimas décadas

têm vindo a aumentar o número de compostos orgânicos presentes nas águas superficiais uma das muitas razões para que isso aconteça é o uso dessas águas como meio recetor de efluentes (Rodrigues-Moraz *et al.*, 2004). A maioria dos efluentes domésticos e industriais contém uma variedade de poluentes que são transferidos para o meio recetor, uma vez que a remoção deste tipo de contaminantes, nas estações de tratamento, frequentemente é incompleta. Consequentemente, as águas superficiais contêm poluentes dissolvidos, que promovem um impacto negativo no ecossistema aquático, bem como põem em causa as origens de captação de água para abastecimento das populações (Boyd *et al.*, 2003).

Quando a carga orgânica é demasiada, a rede trófica, mesmo que não esteja alterada, não é capaz de sobreviver aos excedentes e, então, a acumulação de substâncias não utilizadas vai provocar alterações no meio aquático, principalmente a diminuição do oxigénio dissolvido, a turvação das águas, a deposição no substrato de partículas de matéria orgânica, a produção de substâncias tóxicas (Teles, 1991) e também as profundas modificações qualitativas e quantitativas nas comunidades aquáticas (Ferreira *et al.*, 2009).

Estas modificações poderão ser a eliminação das espécies mais sensíveis, enquanto as mais tolerantes, beneficiando da eliminação dos competidores e predadores e aproveitando o aumento de alimento disponível representado pela própria matéria orgânica, se desenvolvem podendo, em conjunto, atingir densidades e biomassas totais várias vezes superiores às primitivas (Teles, 1991).

No que respeita às fontes de poluição difusa estas incluem a poluição de origem agrícola e a poluição veiculada pela atmosfera. A poluição causada pelas atividades agrícolas e industriais é a fonte mais comum de degradação da qualidade da água nos países europeus (Lacorte *et al.*, 2001; Palma, 2009; Kolpin *et al.*, 1998; Novotny, 1999; Gunningham e Sinclair, 2005).

Em países desenvolvidos, o controle da poluição não-pontual proveniente da agricultura ocorre principalmente através de formação, disseminação das práticas de controlo adequadas e mudança do uso do solo (FAO, 1996).

A avaliação da qualidade da água, antes realizada a partir das análises físicas e químicas do ambiente, hoje conta com outra série de parâmetros, como biológicos e

ecotoxicológicos, que auxiliam na interpretação dos dados, que isolados, nem sempre refletem as condições do ecossistema em estudo (Chapman, 2000; Forget *et al.*, 2000).

A análise química de água, permite obter informação sobre a distribuição dos químicos no ambiente, no entanto nem todos os poluentes estão biodisponíveis e alguns são acumulados. Por exemplo, alguns poluentes agregam-se ao solo e a sedimentos tornando-se indisponíveis para os organismos. Por outro lado, os organismos também removem contaminantes do seu ambiente e podem sequestrá-los em si, este fenómeno chama-se bioacumulação. Embora possamos determinar a quantidade de químicos nos organismos isto diz-nos pouco sobre a forma como cada um responde a determinado químico. Essa resposta tem a ver com a natureza do químico e com a dose no organismo (Connell, Lam *et al.* 1999). Assim, os ensaios ecotoxicológicos são usados como instrumentos de biomonitorização pois fornecem uma visão integrada da toxicidade em locais contaminados, com o objetivo de obter uma análise real do comportamento das substâncias no ambiente (Gerhard, 2000).

Nos E.U.A os ensaios de toxicidade para a avaliação da qualidade de águas e de efluentes são utilizados desde o início da década de 70, tendo sido regulamentados a partir dos anos 80 (Gomes, 2007). Estes ensaios são também usados para avaliar a toxicidade de compostos químicos como solventes e fitofármacos devendo estes obedecer a critérios de ecotoxicidade, entre outros, descritos na legislação nacional: i) Portaria 732-A/96 que aprova o regulamento para a notificação de substâncias químicas e para a classificação, embalagem e rotulagem de substâncias perigosas; ii) Decreto-Lei nº 154-A/2002 que vem alterar o regulamento para a notificação de substâncias químicas e a classificação, embalagem e rotulagem de substâncias perigosas aprovado pela Portaria 732-A/96. Para além destes documentos surgiu, em 2006, o regulamento (CE) n.º 1907/2006 relativo ao Registo, Avaliação, Autorização e Restrição de substâncias químicas (REACH - *Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals*), que entrou em vigor em 1 de Junho de 2007. Este regulamento surgiu com o objetivo de melhorar o quadro legislativo comunitário em matéria de substâncias químicas, substituindo cerca de 40 normativos. O mesmo prevê que sejam feitos ensaios ecotoxicológicos às substâncias químicas nele previsto na fase de avaliação.

Relativamente à análise dos índices bióticos estes encontram-se entre os índices de poluição mais utilizados, uma vez que combinam num único valor numérico os resultados da

diversidade (calculada com base no número de grupos taxonômicos observados e na respectiva abundância) com uma indicação do grau de poluição de acordo com os grupos indicadores considerados (Formigo, 1997). Assim, os índices bióticos, ao contrário dos índices de diversidade, têm a vantagem de ter em conta a composição qualitativa da comunidade (Segnini, 2003), isto é, a maior ou menor sensibilidade à poluição dos diferentes grupos taxonômicos (Cook, 1976).

Os rios integram tudo o que acontece nas áreas de entorno, considerando-se o uso e a ocupação do solo. Assim, as suas características ambientais, especialmente as comunidades biológicas, fornecem informações acerca das ações do homem (Callisto *et al.*, 2001). Com a compreensão crescente da complexidade dos ecossistemas aquáticos e a sua resposta aos vários impactos humanos, a informação proveniente do estudo das comunidades aquáticas e dos seus atributos revelou-se ser fundamental para a avaliação da qualidade ecológica das águas. Com a entrada em vigor da Diretiva-Quadro da Água (DQA 2000/60/CE), a definição de qualidade da água em função dos seus usos foi substituída pela criação de um sistema uniforme que permite a adaptação de objetivos gerais de qualidade às condições ambientais específicas para cada tipo de massa de água, surgindo o conceito de “estado ecológico” e “estado químico” na avaliação dos ecossistemas aquáticos (Ferreira *et al.*, 2009). Neste contexto, a monitorização biológica é importante, uma vez que o biota passa a ser um fator chave na avaliação da saúde dos ecossistemas, possibilitando a adoção de medidas de recuperação e restauro, contribuindo decisivamente para o desenvolvimento da sociedade humana e a proteção do ambiente natural.

A diversidade e a produtividade ao nível dos sistemas biológicos estão diretamente relacionadas com as características físico-químicas da água (Cortes, 1981). Fatores como a temperatura, o pH, a quantidade de nutrientes, a quantidade de sais dissolvidos ou a quantidade de sólidos em suspensão afetam diretamente o ecossistema e as comunidades que nele habitam. A partir da avaliação destes parâmetros consegue aferir-se o grau de naturalidade ou de perturbação do ecossistema, sendo assim possível avaliar a sua evolução ao longo do tempo. Desta forma, é possível quantificar e analisar o impacto que a descarga de agropecuárias tem na qualidade da água, apesar de esta caracterização traduzir dados pontuais no tempo, sem atender aos efeitos cumulativos dessas mesmas alterações. Neste tipo de ecossistemas vivem espécies que refletem as características da região e que têm a capacidade

de colonizar e sobreviver na massa de água. Assim, o fitoplâncton de água doce compreende algas que pertencem praticamente a todos os grupos taxionômicos importantes: cianobactérias, algas verdes, xantofíceas, crisofíceas, diatomáceas, dinoflagelados, algas castanhas e vermelhas (Wetzerl, 2001).

1.2. Rios de carácter temporário

Os rios temporários ocorrem nas regiões áridas e semiáridas da superfície terrestre ocupando aproximadamente 40% da sua superfície total (Thornes, 1977; Rasool, 1984). Atualmente, tem-se assistido a um aumento significativo das áreas de clima árido e semiárido áreas devido a processos de desertificação, alterações climáticas e desflorestação, estimando-se que 20% da população humana mundial vive nestas regiões (Schleinger *et al.*, 1990). Os rios temporários são também característicos das regiões com clima mediterrânico, onde a maioria dos tributários dos grandes rios são temporários. Adicionalmente, nas regiões mediterrânicas a utilização de água para a agricultura e indústria é muito elevada, prevendo-se uma aumento de 50% até 2025, o que conduz a um aumento dos rios temporários (Tockner & Stanford, 2002).

Em sentido lato, os rios temporários são definidos como aqueles que naturalmente secam, pelo menos durante uma parte do ano (ex. o verão nas regiões mediterrânicas). Legier & Talin (1973) definem rios temporários como aqueles que apresentam um período de algum tempo com inundação, o que permite a instalação dos principais grupos de insetos aquáticos. Todavia, os sistemas de águas correntes, rios e ribeiras, ocorrem sob uma vasta gama de condições diferentes de vegetação, topografia e geologia, ligadas pelo efeito da precipitação e da evaporação que afeta as suas bacias de drenagem. Neste sentido é útil classificar os sistemas de águas correntes de acordo com a disponibilidade de água em termos de previsibilidade e permanência (Boulton & Brock, 1999).

Um rio apresenta um fluxo superficial sempre em ligação com a sua componente subterrânea. Quando a precipitação excede a capacidade de infiltração de um solo, ocorre o escoamento superficial. Usualmente, a água passa através da camada impermeável de sedimento, diminuindo o escoamento superficial à medida que a água se infiltra e corre subterraneamente. Em regiões áridas, sobretudo em situação de enxurrada, após forte

precipitação, a escorrência superficial pode assumir grandes proporções porque a superfície do solo muito seco cria uma camada rígida impermeável que impede a infiltração. De uma forma similar as atividades humanas tendem a diminuir a capacidade de infiltração; em áreas urbanas o escoamento superficial é sempre muito superior à infiltração. Os rios permanentes continuam a correr após a precipitação cessar. Em oposição, os rios temporários típicos das regiões áridas e semiáridas e também de áreas onde o lençol freático corre por baixo da camada permeável do sedimento, o rio perde água da zona de canal, ou seja não ocorre descarga ascendente natural proveniente do freático. Os rios são denominados de “influentes”. Contudo ao longo de um rio, em função da permeabilidade ou em resposta a alterações do caudal, um rio pode mudar de efluente a influente. A Localização destas zonas de *upwelling* e de *downwelling* são muito importantes para a dinâmica de nutrientes e para os organismos que vivem no substrato do leito do rio (Boulton & Brock, 1999).

Todavia uma das características mais importantes destes rios diz respeito à existência de extremos hidrológicos; a interrupção do caudal superficial que conduz à seca total do canal rio ou a fragmentação do rio em troços e que segundo Stanley (*et al.*, 1997), corresponde à máxima contração dos sistemas; os picos de enxurrada que ocorrem após a queda de precipitações torrenciais e que correspondem à máxima expansão. Ambos os extremos causam perturbações nos ecossistemas que podem surgir ampliadas devido à atividade humana. Ou seja, o que no passado poderia ser uma perturbação natural que permitia ao sistema recuperar para níveis idênticos aos anteriores à perturbação, através de um processo de sucessão natural, atualmente, devido à ação do homem, estes extremos naturais, perturbadores do ecossistema, podem assumir proporções dificilmente recuperáveis com graves consequências para o ambiente e para as populações humanas (ex. cheias, secas extremas devido a desflorestações ou alterações globais) (Boulton & Brock, 1999).

Estes rios têm como características marcadas dois acontecimentos climatéricos típicos: as cheias e as secas. Estes dois eventos exercem uma forte influência na organização e no funcionamento dos ecossistemas, mas a atividade antrópica tende a maximizar a amplitude destas situações extremas, diretamente através de: (i) alterações do percurso e do regime dos cursos de água; (ii) criação de áreas impermeáveis; (iii) limpezas das galerias ripícolas, entre outros.

Uma das contribuições importantes para a manutenção dos pegos provém das águas subterrâneas, que podem desempenhar um importante papel neste processo, dada a sua potencial conexão devido à capacidade de recarga de alguns cursos de água superficial (Alves *et al.*, 1998).

A qualidade da água nos rios temporários sofre amplitudes muito significativas ao longo do ano, decorrentes da maior ou menor concentração proporcionada pelo caudal característico do curso de água. Assim a concentração de nutrientes nos rios intermitentes é geralmente baixa e a relação azoto / fósforo inferior a sete, identificando o azoto como elemento limitante à produtividade primária (e, portanto, condicionante ao crescimento de algas). Também é comum registarem-se concentrações médias de nutrientes mais elevadas nas camadas subsuperficiais, atendendo à contribuição dos sedimentos existentes no leito do rio como reservatório natural de nutrientes (acumulados em tempos de estio) (Parry, 1998).

Durante a cheia, devido à sua solubilidade e à ação mecânica da água, os nutrientes libertam-se do sedimento passando para a coluna de água e a relação de nutrientes pode inverter-se. Após a ocorrência de cheias, o aumento na concentração de nutrientes que voltará a ocorrer na água é consequência da contribuição das escorrências oriundas dos terrenos contínuos ao rio e da afluência de cargas produzidas na bacia hidrográfica (Parry, 1998).

A ocorrência de macrófitas aquáticas não é muito representativa nos rios temporários e o seu desenvolvimento está restrito a pequenos pegos que funcionam como verdadeiros refúgios para estas e outras comunidades (Parry, 1998).

A presença de plantas aquáticas enraizadas nos cursos de água temporários permite, nos períodos de cheia, proteger as comunidades de macroinvertebrados da ação mecânica da água, sendo um elemento natural que também tem a vantagem de absorver os nutrientes presentes na água (Parry, 1998).

Por outro lado, a seca exerce forte influência na composição e biomassa destas comunidades de macrófitas, podendo levar à sua extinção. À medida que a margem dos rios e riachos se vai reduzindo, as macrófitas vão desaparecendo e sucessivamente surgem outras plantas mais resistentes e capazes de responder às adversidades que, entretanto foram surgindo (Parry, 1998).

Relativamente aos macroinvertebrados, os cursos de água temporários variam, geralmente, ao longo do eixo longitudinal dos rios, sendo que, nas fases de estiagem apenas se detetam macroinvertebrados bentónicos nos pegos e nas charcas (Parry, 1998). Perturbações hidrológicas de grande magnitude podem romper o domínio de atração de algumas comunidades, retardando por muito tempo ou até mesmo impedindo o seu restabelecimento (originando a sua extinção).

Por fim, vale a pena destacar a importância dos sedimentos, do perifiton e do intercâmbio de nutrientes entre a água superficial e o sedimento na estabilidade de resistência e resiliência das comunidades aquáticas nos rios temporários. Como se verá no caso de estudo apresentado, as características qualitativas da água nestas linhas de água são fortemente influenciadas pela quantidade de água existente no rio. Esta influência (da quantidade na qualidade) é evidenciada numa situação em que se mantêm fixos os locais de descarga e as cargas contaminantes afluentes e em que é avaliado o comportamento da qualidade da água do rio em diferentes cenários de escoamento (primavera, verão, outono e inverno).

A Figura 1.1 apresenta a concentração de nitratos e fosfatos obtida em 8 rios europeus. Verifica-se que ambos os parâmetros apresentam valores mais elevadas nos 3 rios temporários com características tipicamente mediterrânicas (Pardiela no sul de Portugal, Albujon no sul de Espanha e Mulargia na Sardenha em Itália), contribuindo para tal a evaporação verificada em período seco de verão e a ocupação de solo nas respectivas bacias de drenagem.

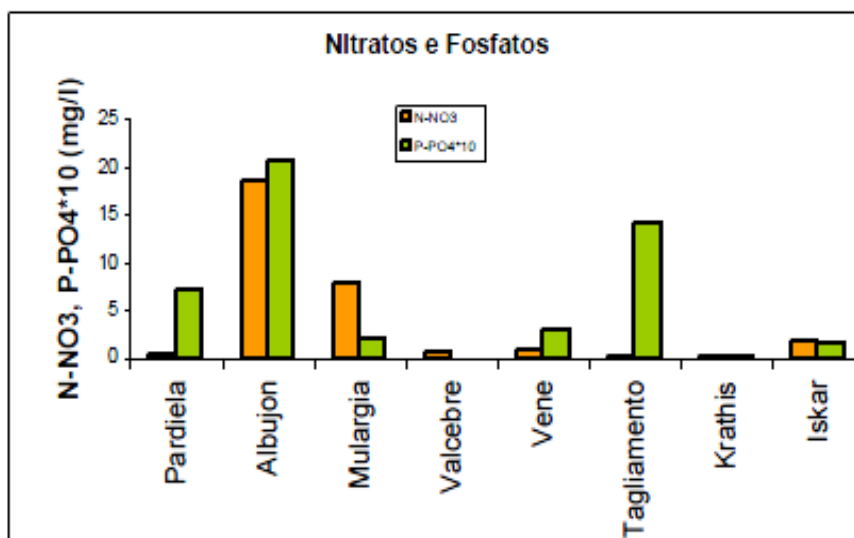


Figura 1.1 – Concentração de nitratos e de fósforos (mg/L) em 8 rios europeus. Os rios Pardiela, Albujo e Mulargia são temporários com características tipicamente Mediterrânicos.

1.3. Diretiva Quadro da Água

A nível europeu têm sido realizados cada vez mais esforços no sentido de uma gestão integrada e sustentável da água. A mais recente e exigente ação comunitária realizada no domínio da política da água é a DQA, que foi transposta para a ordem jurídica nacional através da Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro (Lei da Água) e do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março, em que define que todos os estados-membros têm o dever de proteger, melhorar e recuperar todas as massas de água de superfície (por exemplo rios, lagos, albufeiras e ribeiros) tendo em vista o objetivo ambiental de alcançar o bom estado das águas de superfície, em 2015 (Anexo A1) (INAG, 2009).

Para que a implementação da diretiva possa ser realizada de forma sistematizada, foram definidos critérios que têm um papel determinante na classificação das massas de água, como também na implementação de programas de monitorização de extrema exigência, quer em termos de amostragem, quer na determinação laboratorial (INAG, 2009).

Os sistemas aquáticos superficiais fazem parte das massas de água atrás mencionadas, e o seu estado ecológico deverão ser avaliados tendo em consideração os seguintes elementos de qualidade (INAG, 2009):

- ✓ Elementos de qualidade biológica;
- ✓ Elementos de qualidade química e físico-química;
- ✓ Elementos de qualidade hidromorfológica.

De cada um destes grupos, o elemento com pior classificação ecológica e química, segundo os critérios definidos pela DQA é que definirá o estado da massa de água (processo *one out – all out*) (Anexo A2). Sendo assim, pode-se concluir que a DQA requer que as massas de água de superfície atinjam pelo menos o bom estado ecológico e o bom estado químico. É importante referir também, que em Portugal, o alcance do bom estado ecológico criará mais dificuldades do que o alcance do bom estado químico, pois para o primeiro constata-se uma escassez de dados de elementos biológicos normalizados e sistematizados. Embora o alcance do bom estado químico se afigure como uma tarefa mais facilitada, devido à existência de programas de monitorização de elementos químicos desde o início dos anos oitenta, os dados até ao momento obtidos revelam ainda certos problemas ao nível da sua consistência e qualidade, o que tornará o alcance do bom estado químico não tão fácil como era esperado, contudo menos complexo do que o alcance do bom estado ecológico (INAG, 2009).

O “bom estado ecológico” é definido como o estado de uma massa de água de superfície que, embora sujeito a influência significativa das atividades humanas, se traduz por um pequeno desvio relativamente à “condição de referência” (Henriques *et al.*, 2000).

O “estado químico” está relacionado com a presença de substâncias químicas no ambiente aquático que, em condições naturais, não estariam presentes, e que são susceptíveis de causar danos significativos para a saúde humana e para a flora e fauna, pelas suas características de persistência, toxicidade, bioacumulação. O bom estado químico corresponde ao estado químico de uma massa de água de superfície em que as concentrações de poluentes não ultrapassam as normas de qualidade ambiental legalmente estabelecidas (Henriques, *et al* 2000).

Não sendo economicamente viável eliminar de uma só vez, ao nível da UE, todas as substâncias químicas susceptíveis de causar danos significativos no ambiente aquático, a DQA define os critérios de seleção das substâncias a eliminar prioritariamente, designadas por “substâncias prioritárias” (Diretiva 2008/105/CE, de 16 de Dezembro), com base em medidas gerais a tomar. Estes critérios de seleção baseiam-se na combinação entre o seu grau de

perigosidade e a exposição ambiental a essas mesmas substâncias. De entre as substâncias prioritárias devem ser selecionadas as “substâncias prioritárias perigosas”, cuja presença no ambiente aquático deve ser eliminada ou reduzida a concentrações próximas das que se encontram em condições naturais. A DQA estabelece estratégias para a redução, cessação ou eliminação progressiva das descargas, emissões e perdas dessas substâncias, para as águas superficiais (Henriques *et al.*, 2000). Os limites para as substâncias prioritárias foram transpostos para o direito nacional através do Decreto- Lei 103/2010 de 24 de Setembro.

Atualmente são raros os ecossistemas aquáticos que se mantêm inalterados, através da influência antropogénica, da qual podemos salientar: poluição orgânica e industrial incorporada de forma difusa e/ou tóxica, introdução e translocação de espécies, regularização de rios, degradação e fragmentação dos habitats aquáticos, sobre-exploração dos recursos que geram uma complexa rede de impactos sobre as componentes bióticas e abióticas dos ecossistemas aquáticos, provocando enormes variações na dinâmica dos ecossistemas, bem como das comunidades aquáticas que neles se desenvolvem. Os cursos de água funcionam como meios receptores de todo o tipo de materiais provenientes da bacia hidrográfica onde estão inseridos as atividades humanas que contribuem, muitas vezes, para a redução da qualidade da água (Cunha *et al.*, 1980; Teixeira, 1994).

Vários países (e.g. EUA, França, Reino Unido) têm estado historicamente na linha da frente em relação a esta temática. Em Portugal, a avaliação ecológica dos ecossistemas tem sido desenvolvida ao longo das últimas décadas. Várias metodologias internacionalmente têm sido estudadas e algumas delas foram transpostas para o plano nacional. Vários estudos têm sido desenvolvidos (e.g. Projeto “Aquariport”, Oliveira *et al.*, 2007, Marques, 2009; Silva, 2010), de forma a sistematizar de forma clara a avaliação da qualidade ecológica dos ecossistemas lóticos, dos principais rios nacionais seguindo as metodologias da DQA, segundo os princípios definidos a nível europeu por esta Diretiva.

Neste trabalho, a qualidade da água vai ser analisada de acordo com a de Classificação dos Cursos de Água Superficiais (Anexo I; Tabela I), normalizada pelo INAG (INAG I.P.2002) e os Critérios de Classificação definidos pelo INAG no documento referente ao Estado de Massas de Água Superficiais (INAG, 2006).

1.4. Caracterização físico-química

A diversidade e produtividade ao nível dos sistemas biológicos estão diretamente relacionadas com as características físico-químicas da água (Cortes, 1981). Considerando as definições normativas da DQA para a avaliação do estado ecológico num rio, deverão ser monitorizados os seguintes parâmetros físico-químicos: (i) condições térmicas - temperatura; (ii) condições de oxigenação - oxigénio dissolvido, taxa de saturação em oxigénio, carência bioquímica de oxigénio (CBO₅) e carência química em oxigénio (CQO); (iii) salinidade - condutividade elétrica; (iv) estado de acidificação - pH, alcalinidade e dureza; (v) condições relativas a nutrientes - sólidos suspensos totais, nitratos, nitritos, azoto amoniacal, azoto total, ortofosfatos e fósforo total (INAG, 2009).

Relativamente a este estudo foram realizados os seguintes parâmetros: (i) parâmetros indicadores da estratificação sazonal da massa da água - pH, redox; (ii) parâmetros indicadores de mineralização - condutividade, dureza, alcalinidade e cloretos; (iii) nutrientes - compostos que integram o ciclo do azoto e do fósforo; (iv) descritores orgânicos - CBO₅ e CQO; (v) elementos metálicos quais; (vi) substâncias perigosas: metais tóxicos e pesticidas.

1.5. Pesticidas

Pesticidas são substâncias químicas, naturais ou sintéticas, utilizadas com a finalidade de prevenir a ação, controlar ou eliminar pragas que podem ser constituídas por insetos, fungos, ervas daninhas, ácaros, bactérias, nematoides, roedores entre outras formas de vida animal ou vegetal, indesejáveis ou prejudiciais à agricultura e à pecuária. esta definição para o termo genérico pesticida, proposta pela *Food and Environmental Protection Act* (FEPA, 1985), abrange um largo espectro de substâncias biologicamente ativas, é usada em diferentes áreas de investigação inclusive a ambiental (Sabik *et al.*, 2000).

A Comunidade Europeia tem vindo a demonstrar grande preocupação no que concerne à poluição das massas de água por pesticidas, com a aplicação de legislação cada vez mais restrita para a utilização destes compostos e com uma vigilância cada vez mais acentuada. Assim, a Diretiva do Conselho 91/414/EEC, de 15 de Julho de 1991 (EEC, 1991b), pretende concretizar a harmonização da homologação dos pesticidas agrícolas nos países da

Comunidade e a reavaliação dos pesticidas existentes. Entre os vários objetivos a atingir destacam-se dois: (i) a ponderação dos riscos para a saúde humana, animal e para o ambiente deve ser prioritária em relação à melhoria da produção; e (ii) a tomada de decisão na base do conhecimento científico e técnico com a consequente adoção de elevados padrões de segurança para o homem (utilizadores de pesticidas e consumidores de produtos agrícolas). A inclusão dos pesticidas como preparações perigosas, pela Diretiva 1999/45/CE, veio traduzir-se na obrigatoriedade de importantes alterações nas classificações toxicológica e ecotoxicológica dos pesticidas, desde 30 de Julho de 2004, nos rótulos dos pesticidas, e, por decisão da Direcção-Geral de Protecção das Culturas (DGPC), até 30 de Julho de 2005, na retirada do mercado dos rótulos antes em vigor.

Os Padrões de Qualidade Ambiental (PQA) são caracterizados por dois valores limites: (i) média anual (MA) que estabelece um limite de protecção em exposições - de longa duração; (ii) concentração máxima admissível (CMA) que estabelece um limite de protecção do ecossistema aquático em exposições de curta duração. Muitos dos pesticidas utilizados nas atividades agrícolas do Alentejo apresentam toxicidade aguda e crónica elevada para organismos não alvo, e podem pôr em causa o normal desenvolvimento de populações dos ecossistemas aquáticos (Diretiva 2009/128/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 21 de Outubro de 2009). As normas de qualidade ambiental (NQA), vão controlar a poluição provocada pelos pesticidas, estabelecendo níveis máximos de concentração (Decreto-lei 103/2010).

As condições climáticas específicas e o modo de aplicação e composição dos pesticidas devem ser levados em consideração na avaliação do seu risco ecológico, pois estes dois fatores são os principais responsáveis pelas vias de exposição destes compostos (Ramos *et al.*, 2000). Os pesticidas podem ainda ser transformados em subprodutos mais tóxicos e persistentes, através de processos físicos, químicos ou biológicos (Berger, 1998).

1.6. Utilização de Bioindicadores e Biomonitorização

A utilização de bioindicadores na avaliação da qualidade da água, pode ser definida pelo recurso a seres vivos na verificação e avaliação dos efeitos da poluição ambiental, seja do ar, da água ou do solo; todo ser vivo utilizado para a é chamado de bioindicador (Klump,

2001; Lima, 2001). Os autores consideram que os bioindicadores são organismos que reagem às variações dos fatores físico-químicos do meio com respostas comportamentais, fisiológicas ou outras.

Os bioindicadores refletem o impacto da poluição sobre um ecossistema, além de fornecer informações relativamente à distribuição espacial e temporal do impacto e fornecer dados sobre um potencial risco para a flora, a fauna e a população humana (Klump, 2001).

As análises físico-químicas são uma fotografia instantânea daquele momento, enquanto a biomonitorização dá informação sobre períodos mais alargados de tempo.

Segundo Araújo (1995) a biomonitorização pode ser dividida em passiva e ativa. Na biomonitorização passiva estão incluídas as determinações de índices bióticos. A biomonitorização ativa inclui a avaliação de toxicidade por exposição aguda e crónica.

1.7. Macroinvertebrados Bentónicos

Existem diversos indicadores biológicos de condições ecológicas em ecossistemas aquáticos; contudo, os mais utilizados têm sido os macroinvertebrados bentónicos (Callisto *et al.*, 2001). Além da flora aquática e da ictiofauna, o estudo das populações de macroinvertebrados bentónicos é, também, parte integrante dos sistemas propostos pela DQA no sentido de criar, a nível europeu, um quadro comum e coerente para a gestão das águas comunitárias (Haase *et al.*, 2004).

Os macroinvertebrados bentónicos são organismos que vivem maioritariamente no leito do curso de água, pelo menos em algumas fases do seu ciclo de vida. Compreendem diferentes espécies pertencentes a vários grupos faunísticos, caso dos moluscos, crustáceos, vermes, planáridos e especialmente insetos. Por definição, os macroinvertebrados são os indivíduos que ficam retidos numa malha de 0,500 mm (USEPA, 1973). A utilização das comunidades de macroinvertebrados em estudos de caracterização do meio aquático tem como vantagens: 1) possuírem longas fases de vida; 2) serem de fácil amostragem e identificação relativamente às algas ou bactérias; 3) possuírem reduzidos movimentos de dispersão (por exemplo, relativamente aos peixes); 4) terem uma grande diversidade de regimes alimentares e 5) estarem presentes numa grande variedade de nichos ecológicos.

Embora a avaliação da composição e abundância da comunidade de macroinvertebrados bentônicos proporcione uma imagem da qualidade da água, é importante referir que, de acordo com a perspectiva holística que está implícita na DQA, a amostragem da comunidade de macroinvertebrados bentônicos deve ser complementada por outros elementos de qualidade, permitindo obter uma avaliação mais integrada do estado ecológico de um rio (Oliveira *et al.*, 2007).

1.8. Caracterização do fitoplâncton

O fitoplâncton é um dos indicadores de qualidade biológica utilizados nesta classificação sendo caracterizado pela composição específica, abundância e bio volume.

O fitoplâncton é composto por organismos unicelulares microscópicos com capacidade fotossintética que vivem em suspensão na coluna de água e que podem ser solitários ou coloniais, de dimensões inferiores a 1 µm até colônias maiores do que 500 µm. Devido à dependência da luz solar habitam a zona eufótica, otimizando o tempo de residência nos estratos superiores da coluna de água através de diversas estruturas ou mecanismos (e.g. flagelos, vacúolos de gás, aumento da relação área superficial/volume) (INAG,2009).

O fitoplâncton abrange um conjunto de algas e cianobactérias diversificado do ponto de vista taxonómico, morfométrico e fisiológico, que apresentam diferentes requisitos e respostas a parâmetros físicos e químicos, como a luz, a temperatura, a alcalinidade e a concentração de nutrientes. Esta multiplicidade fisiológica do fitoplâncton permite a coexistência de diversas espécies em interação contínua num mesmo volume de água (Hutchinson, 1961, Scheffer *et al*, 2003) e uma distribuição espacial e sucessão sazonal da comunidade em resposta a variações dos parâmetros ambientais.

A taxonomia do fitoplâncton é complexa e baseada na morfologia celular, ornamentação, cor, reservas alimentares e pigmentos fotossintéticos, sendo de destacar os seguintes grupos taxonómicos: Cyanobacteria (cianobactérias), *Chlorophyceae* (algas verdes), *Chrysophyceae* (crisofíceas), *Bacillariophyceae* (diatomáceas), *Cryptophyceae* (criptofíceas), *Dinophyceae* (dinoflagelados), *Euglenophyceae* (euglenófitas) e *Conjugatophyceae* (e.g. desmidiáceas).

Para compreender as algas no seu meio aquático, torna-se imprescindível uma abordagem a certos aspetos da limnologia. Enquanto ciência que estuda as águas doces ou epicontinentais (SIL- Sociedade Internacional de Limnologia, 1922 *in* Margalef), a limnologia (do grego *limno*, divindade da água) permite, entre outras coisas, compreender como se comporta a componente biológica de um dado sistema de água doce em relação às componentes físico-químicas que o caracterizam.

O fitoplâncton apresenta ciclos de vida curtos (4/5 dias) e obtém os nutrientes necessários para o seu desenvolvimento diretamente da coluna de água, sendo o indutor e direto indicador biológico de alterações da concentração de nutrientes na coluna de água e de pressões associadas ao processo de eutrofização. A comunidade fitoplanctónica apresenta elevada sensibilidade a alterações de pequena escala nas condições ambientais (Hutchinson, 1967; Reynolds, 2006), sendo a sua dinâmica, biomassa, composição e abundância regulados pelos seguintes fatores:

- ✓ Condições físicas e hidrológicas: luz, temperatura, tempo de residência da água, profundidade, área do espelho de água, volume.
- ✓ Características químicas da água: nutrientes e matéria orgânica, pH, alcalinidade, dureza, etc.
- ✓ Fatores biológicos: filtradores pantófaos (zooplâncton e ictiofauna) e relações entre espécies (e.g. competição, efeito alelopático).

O processo de desenvolvimento das algas é limitado por vários fatores, podendo, de modo muito grosseiro, serem divididas em vários grupos segundo as suas preferências nutricionais e fatores ambientais. Muitas ocorrem em locais onde o pH é ácido outras a pH alcalino, algumas em locais onde a temperatura e/ou a intensidade luminosa são elevadas. Algumas em meios onde a matéria orgânica é abundante, outras apresentam necessidades especiais em relação a certos elementos como silício ou ferro. A salinidade também condiciona a distribuição de muitas espécies (Pereira, 1999), assim como a turbulência, o potencial redox e a mineralização dum modo geral.

Deste modo, Reynolds (1980 *in* Pourriot & Meybeck, 1995) sugere uma sucessão sazonal dos grupos taxonómicos dominantes como resposta à combinação das variáveis sazonais inerentes ao meio. Dum modo muito geral, e excluindo os meios mais particulares, pode dizer-se que as diatomáceas se apresentam como grupo majoritário, normalmente no fim

do outono, todo o inverno e início da primavera, as clorófitas são o grupo taxonómico típico de primavera / verão, enquanto as cianófitas aparecem frequentemente na segunda metade do verão (Figura 1.2).

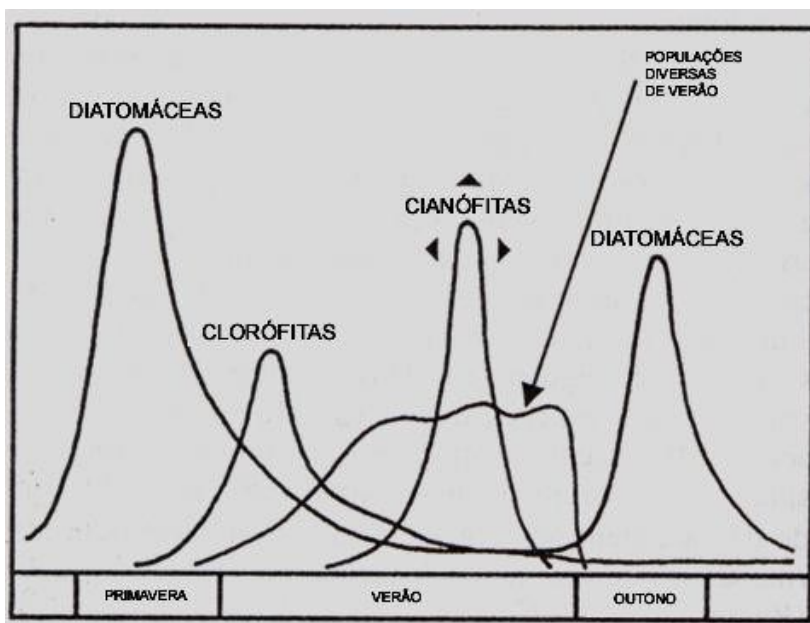


Figura 1.2 - Sucessão sazonal dos grupos taxonómicos dominantes como resposta à combinação das variáveis sazonais inerentes aos meios ribeirinhos (*Adapt.* Reynolds 1980 *in* Pourriot & Meybeck 1995).

Quando se refere a populações de fitoplâncton deve-se ter em conta que todos os grandes grupos de algas estão representados no fitoplâncton de águas doces (evidenciado pela lista de Reynolds, 1984), havendo portanto uma grande diversidade de combinações possíveis na composição das comunidades.

A aplicação da DQA nos países menos desenvolvidos da Comunidade Europeia representa um grande desafio, uma vez que, na ausência de metodologias próprias, serão obrigados a adotar métodos aplicados noutros países (França, por exemplo) ou em fase de desenvolvimento por projetos de investigação europeus. O processo de seleção de metodologias deve ser baseado no conhecimento científico da realidade do país e na diversidade dos seus habitats.

Na atualidade existem diversas métricas e índices para avaliar a qualidade das linhas de água com base no elemento biológico fitoplâncton e que permitem relacionar a produção primária ou as associações de algas e cianobactérias com as condições ambientais,

nomeadamente o nível de degradação das linhas de água (Hörnström, 1981; OCDE, 1982; Sládecek, 1973; Brettum, 1989; Barbe *et al*, 1990; Tremel, 1996; Reynolds *et al*, 2002; Brettum & Andersen, 2005, Carvalho *et al*, 2007). Estes instrumentos de avaliação da qualidade baseiam-se em dados de biomassa ou dados de composição, abundância e bio volume fito planctónico.

1.9. Ensaios ecotoxicológicos

A avaliação físico-química e microbiológica da massa de água tem-se tornado cada vez mais insuficiente para o controlo integrado da qualidade da água e do estado ecológico do ecossistema aquático. Esta avaliação deve ser complementada, por parâmetros ecológicos e ecotoxicológicos (Okamura *et al.*, 1996). A Diretiva Lei - Quadro da Água (ECC, 2000) reforça a necessidade de implementar a avaliação ecológica recorrendo a vários *endpoints* tais como, a composição e abundância de invertebrados bentónicos, plantas aquáticas ou fauna piscícola. Assim, a avaliação do “bom estado ecológico”, preconizado pela DQA baseia-se quer na caracterização da estrutura das comunidades do ecossistema em estudo, nomeadamente de macroinvertebrados bentónicos quer no cálculo de índices bióticos (Rosenberg e Resh, 1993), o que permite ultrapassar as limitações impostas pelos parâmetros físico-químicos que não permitem quantificar senão os efeitos instantâneos das pressões das atividades humanas sobre os meios hídricos, não determinando o impacto biológico da poluição (Soldán, 2003; Donohue *et al.*, 2006). As comunidades aquáticas traduzem as condições ambientais verificadas durante um período de tempo alargado, refletindo as condições críticas que poderão ter ocorrido durante esse período.

No entanto, apesar deste tipo de avaliação ter sido utilizado, com resultados positivos, para avaliação de poluição por matéria orgânica, acidificação e modificação de fluxos hidrológicos de massas de água (Bonada *et al.*, 2006), não é eficiente para a avaliação do impacto ecológico de poluentes e das interações entre o meio biótico e abiótico. Este tipo de interações pode ser avaliado se for integrada na avaliação a análise (eco)toxicológica (van Straalen e Gestel, 2008). Assim, enquanto os parâmetros químicos permitem identificar quais os fatores que promovem o efeito, o uso dos ensaios ecotoxicológicos permite avaliar as causas do dano ecológico (Soares, 1989; Crane *et al.*, 2007; Wharfe *et al.*, 2007)

Os ensaios ecotoxicológicos têm como objetivo estudar a variação dos efeitos subletais e letais em populações de diferentes zonas geográficas, os efeitos de exposições prolongadas de baixas doses de poluentes nos ecossistemas, as interações entre poluentes e dos poluentes com variáveis ambientais, como por exemplo, a temperatura, a salinidade e pressão atmosférica (Baird, 1999; Hoffman *et al.*, 2003).

Os pressupostos atrás referidos permitem salientar o acesso aos ensaios ecotoxicológicos como ferramenta imprescindível na avaliação de risco ambiental e para a saúde humana (Ohe *et al.*, 2004).

A avaliação ecotoxicológica pode integrar ensaios de exposição aguda e/ou crónica consoante o que se pretende analisar. Assim, a avaliação toxicológica aguda é preconizada por ensaios de curta duração com parâmetros de avaliação como imobilidade, mortalidade, luminescência (Klaassen, 2001; Hoffman *et al.*, 2003). Estes ensaios são considerados, pela maioria dos autores, como métodos de *screening* em avaliação toxicológica (Guilhermino *et al.*, 2000; Latif e Licek, 2004). A avaliação toxicológica crónica é realizada recorrendo a ensaios que integram as várias etapas do ciclo de vida do organismo-teste. A avaliação dos efeitos é realizada recorrendo a *endpoints* como taxa de reprodução, crescimento, frequência de mudas e malformações embrionárias (Hoffman *et al.*, 2003).

Os efeitos ecotoxicológicos das águas foram avaliados através de um grupo de ensaios, recorrendo a organismos representativos de diferentes níveis tróficos do ecossistema aquático: *V. fischeri* (bactéria marinha); o *T. platyurus* e a *D. magna* (crustáceos). Os ensaios com bactérias permitem avaliar o efeito de poluentes ou amostras ambientais em propriedades bioquímicas, como atividade enzimática (ATPase), alterações na mobilidade (*Spirillum volutans*), inibição da emissão de luz (*Vibrio fischeri*) e viabilidade celular (*Pseudomonas putida*) (Girotti *et al.*, 2008; García-Ripoll *et al.*, 2009).

O efeito de poluentes nas propriedades bioquímicas das amostras pode ser avaliado através da inibição da emissão de luz por bactérias (*V. fischeri*), ou por bioensaios com invertebrados aquáticos que englobam, entre outros, os ensaios com os crustáceos *Daphnia sp* e *T. platyurus* (Nałecz-Jawecki *et al.*, 2007; Rouvalis *et al.*, 2009; Palma, 2008).

Os invertebrados aquáticos (consumidores primários) ocupam uma posição chave na cadeia alimentar do ecossistema aquático, pois são o alimento maioritário dos peixes e

alimentam-se de algas, daí a sua importância no controlo da qualidade da água (Dodson e Hanazato, 1995). Os bioensaios com invertebrados aquáticos englobam, entre outros, ensaios com os crustáceos *Daphnia sp* e *T. platyurus* (Nałecz-Jawecki *et al.*, 2007; Rouvalis *et al.*, 2009).

2. Material e Métodos

2.1. Localização e descrição da área de estudo

2.1.1. A escolha do Brejo do Cagarrão

A escolha do Brejo do Cagarrão como caso de estudo teve por base os seguintes critérios: (i) tratar-se de um rio do sul com regime hidrológico tipicamente temporário; (ii) não existirem dados de qualidade da água neste tipo de curso; (iii) existirem preocupações ambientais e de saúde pública associadas ao rio, visto que este rio vai desaguar diretamente a praia do Brejo Largo.

2.1.2. Valores Conservacionistas

Parque Natural do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina (PNSACV), criada pelo Decreto Regulamentar no 26/95, de 21 de Setembro, incluindo a área marinha adjacente, a fim de preservar a grande diversidade de habitats costeiros, traduzida na presença de uma flora enriquecida pela presença de vários endemismos e de uma fauna em que a avifauna e ictiofauna detêm um papel destacado; tem como objetivo preservar os valores naturais existentes e disciplinar a ocupação do espaço; refere-se nesse diploma que “a zona litoral do Sudoeste de Portugal continua sendo uma das menos inclusivé o todo europeu, determina que a sua defesa seja uma prioridade nacional, ultrapassando o estrito âmbito municipal”; anteriormente, através do Decreto- Lei nº 241/88, de 7 de Julho, tinha já sido criada a Área de Paisagem Protegida do Sudoeste Alentejano e Costa Vicentina; em 1997, pela Resolução do Conselho de Ministros no 142/97, de 28 de Agosto, foi também constituído com o Sítio “Costa Sudoeste”, proposto para Sítio de Interesse Comunitário / Rede Natura 2000; e através do Decreto-Lei no 384-B/99, de 22 de Julho, foi criada a Zona de Proteção Especial para Aves Selvagens “Costa Sudoeste”, que integrou diretamente a rede Natura 2000.



Figura 2.1 - Áreas protegidas do Alentejo Litoral (ICNb, 2009).

2.1.3. Área de estudo

A linha de água do Brejo do Cagarrão, atravessa transversalmente o planalto litoral desaguando no oceano e está inserida na bacia hidrográfica costeira entre o Mira e o Barlavento (integrada na Região Hidrográfica 6). A região do alentejo (Sul de Portugal) apresenta fortes carências em termos hídricos, contudo tem solos de elevada aptidão agrícola, sendo a agricultura a principal atividade do sector primário, sujeitando assim as suas bacias hidrográficas a uma série de pressões ambientais que se refletem na qualidade da água.

O curso de água do Brejo do Cagarrão é um rio temporário e é caracterizado como rio de pequenas dimensões do Sul, pelo INAG (2009). Este rio Localiza-se no concelho de Odemira, pertencente ao distrito de Beja. Nasce junto da Estrada Nacional N393, a 1,87 Km a Norte do cruzamento do Almogrove e desagua 200 metros a Norte da praia do Brejo Largo, após um percurso de cerca de 4,5 Km entre a nascente e a foz.

O enquadramento geográfico da bacia hidrográfica do Brejo do Cagarrão encontra-se na Figura 2.2.

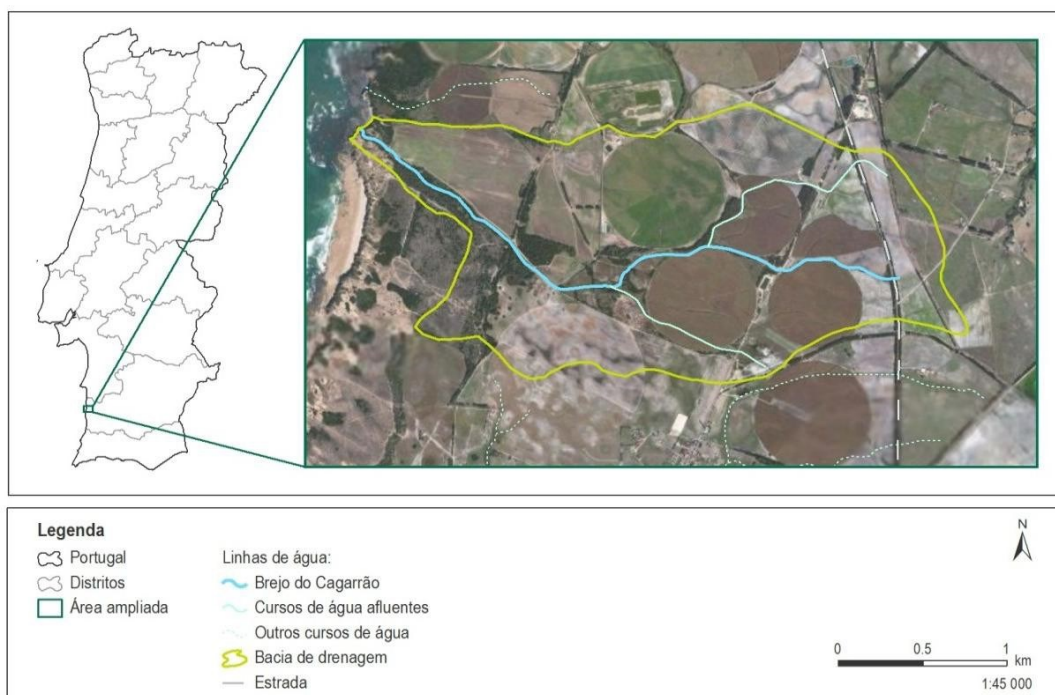


Figura 2.2 - Enquadramento geográfico da área de estudo.

A grande parte do território afeto a esta bacia encontra-se ocupado com atividade agrícola. Na bacia do Brejo do Cagarrão a área agrícola é de 52,29% da área total, contribuindo o milho de regadio com 21,43% (Figura 2.3).



Figura 2.3 - Práticas agrícolas existentes ao longo do traçado da linha de água do Brejo do Cagarrão.

2.1.4. Caracterização Geológica e Geomorfológica

A área de estudo está inserida numa zona onde as rochas datam desde o Paleozoico superior até ao Cenozoico.

As formações paleozoicas integram a denominada Zona Sul Portuguesa, uma das grandes divisões paleogeográficas consideradas no maciço Hespérico Ibéricos. Esta zona corresponde à região extrema do segmento SW da Cadeia Hercínica. Na área de estudo afloram rochas metamórficas-xistos e grauvaques-do maciço antigo (INAG, 2009).

A área em estudo encontra-se inserida na planície litoral ocidental, a maior parte da faixa litoral ocidental é drenada por curtos barrancos, com comprimentos que raramente atingem seis quilómetros de comprimento, com orientação preferencial SE-NW, e escoamento para NW. Esta orientação é concordante com a dos eixos dos dobramentos do substrato paleozoico, cujas charneiras e flancos constituem zonas de fraqueza exploradas pela incisão da rede de drenagem (INAG, 2009).

2.1.5. Clima

O litoral Alentejano apresenta um clima mediterrâneo, mas com forte influência marítima. As temperaturas mantêm-se amenas todo o ano excepto em períodos de ventos de levante, quando estas podem subir ou descer vertiginosamente (APAA, 2012).

O regime de ventos dominantes são os do quadrante norte. Por vezes ocorrem ventos de sudoeste, principalmente no inverno, enquanto os de levante ocorrem com baixa incidência o ano todo (APAA, 2012).

2.1.6. Vegetação

A vegetação da linha de água evidencia degradação das comunidades e neutrofilia, em consequência provavelmente das intervenções frequentes nas margens e leito e da intensa atividade agrícola e pecuária na envolvente. A galeria é praticamente inexistente nos poucos troços em que ocorre é dominada por exóticas, essencialmente acácia (*Acacia sp.*), cana (*Arundo donax*), figueira-do-inferno (*Datura stramonium*), assim como espécies oportunistas em meios hignófilos como a silva (*Rubus ulmifolius*) e o tágueda (*Dittrichia viscosa subs. Revoluta*). Esporadicamente surgem salgueiro (*Salix sp.*) ou choupo (*Populus sp.*). As comunidades aquáticas são dominadas por atabaas (*Thypha sp.*) e *Calitriche sp* (Sampaio, 1937; Silva, 2007).

Pontualmente surgem bioindicadores de habitats húmidos, juncais e charcos temporários, mas apenas em fragmentos e com as comunidades muito simplificadas. É o caso dos juncais de *Sairpoides holoschoenus* ou juncais de *Juncus acutiflorus* subespécie *rugosus* (Sampaio, 1937; Silva, 2007).

Provavelmente os juncais e os charcos temporários seriam abundantes nesta área antes da drenagem do terreno realizada a quando da construção do perímetro de rega do Mira.

2.1.7. Principais fontes antropogénicas, ao longo da linha de água do Brejo do Cagarrão

Os problemas de poluição que afetam a qualidade da água da linha do Brejo do Cagarrão e seus afluentes estão relacionados, sobretudo com: (i) descargas diretas de efluentes provenientes de pequenas unidades de pecuária; (ii) intensificação da utilização de pesticidas e fertilizantes na agricultura intensiva (hortícolas, viveiros de eucaliptal e milho de regadio), entre outras (Monteiro *et al.*, 2005).

As práticas agropecuárias estão bem representadas nesta bacia hidrográfica, sobretudo ao nível da produção de bovinos de carne e produção de leite.

Segundo os dados recolhidos junto às explorações, existem cerca de 500 efetivos pecuários. Na (Erro! A origem da referência não foi encontrada.) apresenta-se a ocupação geográfica da atividade agropecuária e dos pontos de descarga sem tratamento existentes na área de estudo.

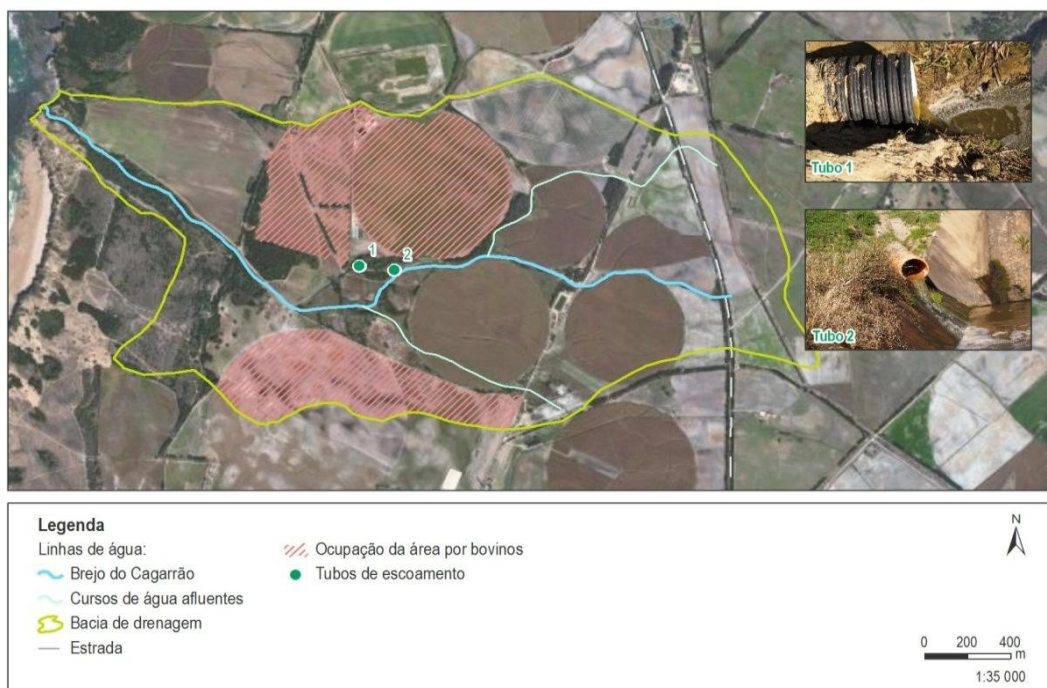


Figura 2.4 - Localização das fontes de poluição da linha de água do Brejo do Cagarrão.

As atividades com interesse económico para a região, são também aquelas que maior pressão exercem sobre o Brejo do Cagarrão, não só ao nível da qualidade da água, como também da quantidade de poluentes que vertem para a linha de água, ocasionando maior pressão ao nível da qualidade do meio recetor. De facto, a produção intensiva de animais, ocasiona a aglomeração de cargas orgânicas, que pela sua natureza são muito concentradas.

Apesar do esforço que tem vindo a ser desenvolvido pelas entidades públicas com capacidade de intervenção e de gestão locais, existem ainda várias situações onde se denota a presença de descargas não controladas que, naturalmente ocasionam degradação da qualidade do curso de água, tendo sido encontrados dois tubos de escoamento de efluentes das vacarias (Erro! A origem da referência não foi encontrada.).

Para além das atividades agropecuárias, as práticas agrícolas exigem produções contínuas e o recurso sistemático a fertilizantes e a químicos desinfetantes é uma prática comum. Atendendo à sua mobilidade no solo, são facilmente arrastados para os cursos de água superficiais e subterrâneos, provocando a designada "poluição difusa", cujo indicador mais relevante é o do nitrato.

Analisado a zona envolvente da linha de água do Brejo do Cagarrão foi possível verificar que ocorreu ao longo das quatro campanhas uma rotação nas culturas principalmente

do milho de regadio por tremcilha (Figura 2.5, 2.6, 2.7, 2.8).

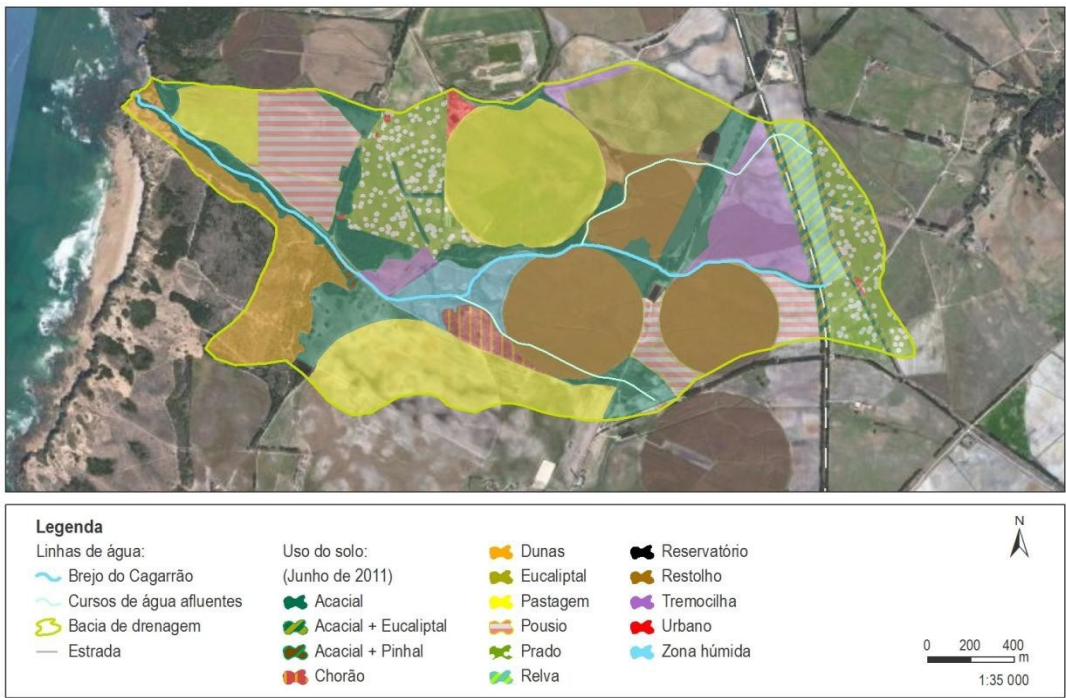


Figura 2.5 - Uso do solo em Junho de 2011.

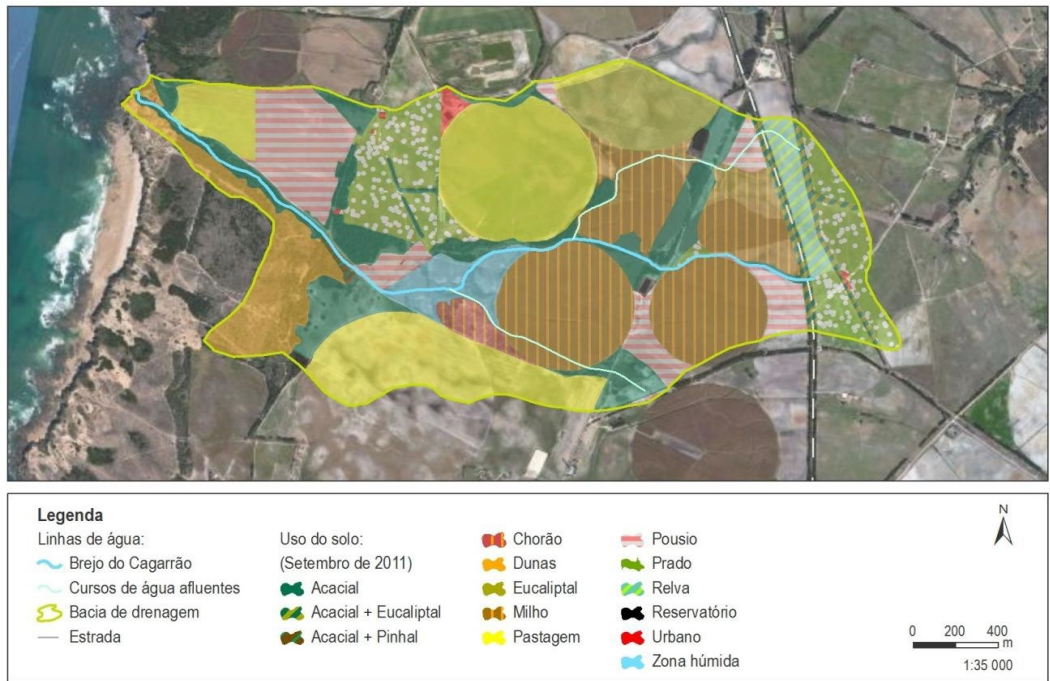


Figura 2.6 - Uso do solo em Setembro de 2011.

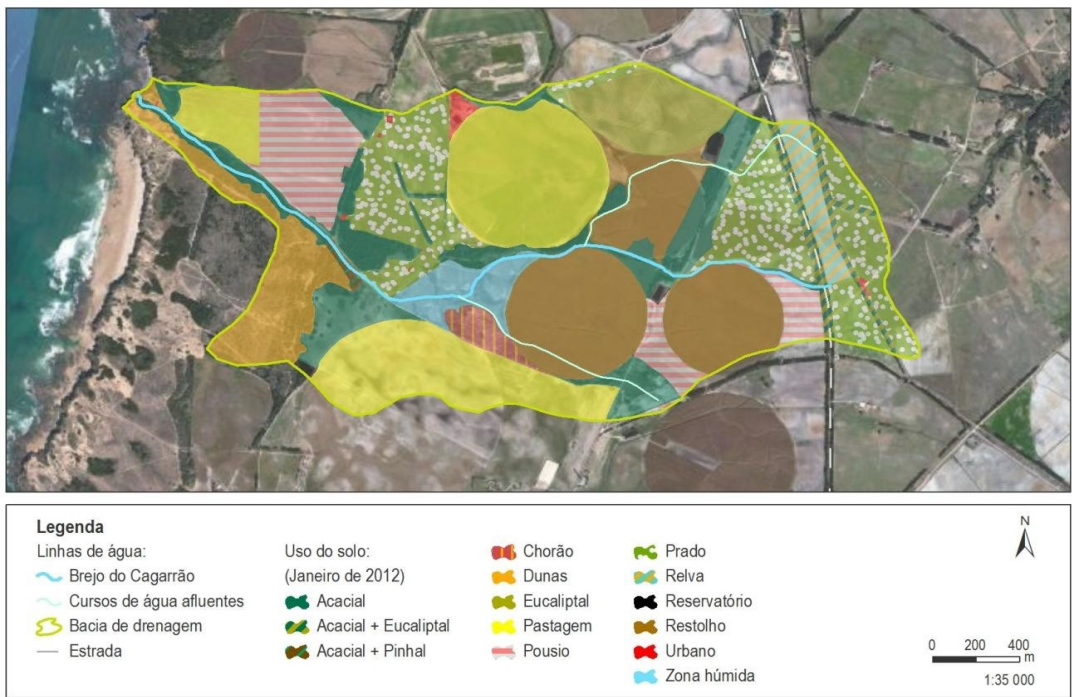


Figura 2.7 - Uso do solo em Janeiro de 2012.

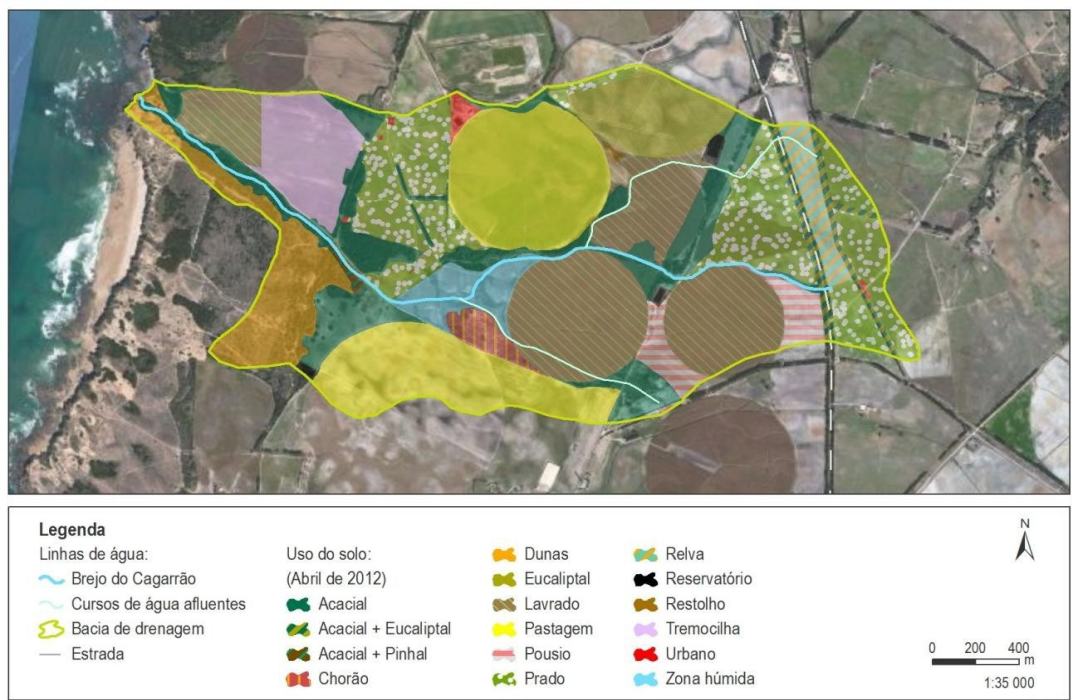


Figura 2.8 - Uso do solo em Março de 2012.

2.1.8. Localização dos pontos de amostragem

Para a caracterização do comportamento do Brejo do Cagarrão num determinado momento no tempo e no espaço, seleccionaram-se dois locais para a recolha de amostras pontuais (Figura 2.9):

- Local 1: Localizado na nascente da linha do Brejo do Cagarrão, junto a Estrada Nacional 393 (N 37°40'19.90''; W 8°45'37.09'').
- Local 2: Localizado na foz da linha de água do Brejo do Cagarrão, junto à praia do Brejo Largo Norte (N 37°40' 49.15''; W 8°47'44.48'').

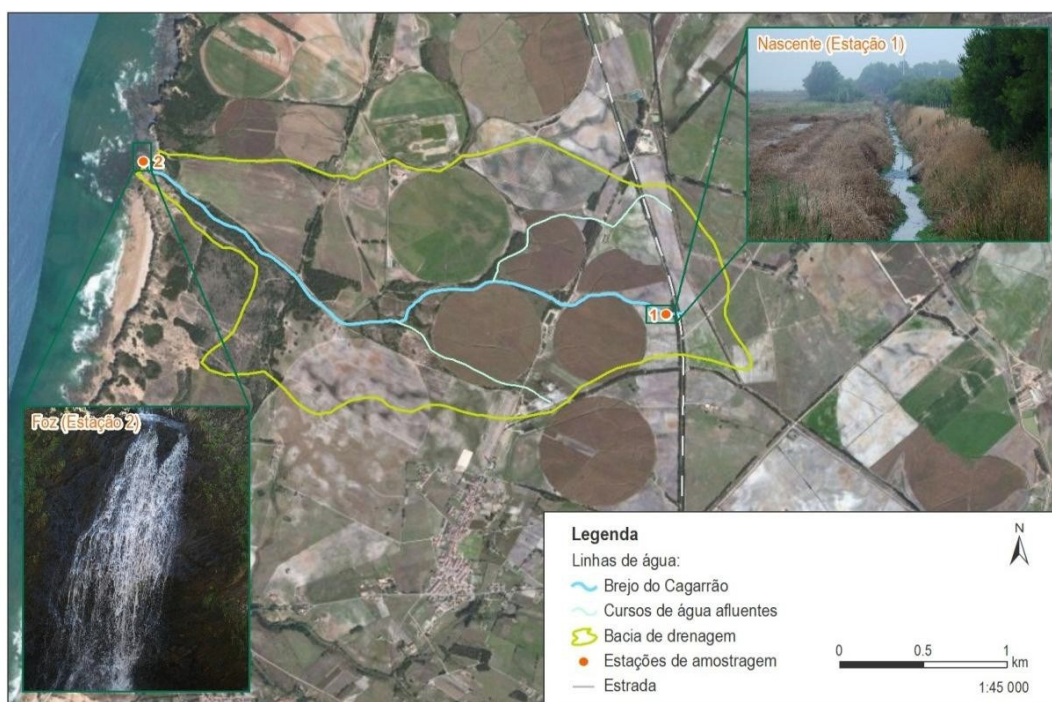


Figura 2.9 - Localização dos pontos de amostragem

2.1.8.1. Periodicidade de amostragem

O programa de avaliação decorreu no período de Junho de 2011 a Abril de 2012. Os meses de recolha das amostras foram Junho (Jun11) e Setembro (Set11) de 2011 e Janeiro (Jan12), Março (Mar12) e Abril (Abr12) de 2012. Meses no período seco (Junho e Setembro); meses no período húmido (Janeiro, Março e Abril). Procedeu-se à recolha de amostras de água para determinação de parâmetros físico-químicos, parâmetros ecotoxicológicos, pesticidas. As amostragens de macroinvertebrados foram realizadas sazonalmente: no outono (Setembro), depois da maioria das espécies terem acasalado e as formas imaturas terem tido

hipóteses de se desenvolver durante o verão; no verão (Junho); no inverno (Janeiro) e na primavera (Abril), quando as formas larvares tardias estão presentes mas ainda não começou a sua maturação final (Rosenberg *et al.*, 2000).

2.2. Metodologia de Campo

Todas as amostragens realizadas foram do tipo pontual. O material dos recipientes utilizados na recolha de amostras, cumpriu com o recomendado no Anexo III do Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, tendo-se utilizado, para o efeito, frascos de vidro e de plástico, sendo acondicionadas em malas térmicas com temperaturas entre 0 e 4°C até à chegada ao Laboratório das Águas da Escola Superior Agrária de Beja.

Em cada estação de amostragem foram recolhidos 2 L de água para a realização das análises físico-químicas, 13 L de água para a realização dos testes ecotoxicológicos, 75 mL de água para análise das microalgas e 1 L de água, em garrafas de cor âmbar para a análise dos pesticidas.



Figura 2.10 - Recipiente térmico utilizado na amostragem.

2.2.1. Parâmetros Analíticos e Metodologias utilizadas

2.2.1.1. Avaliação Físico-química da Qualidade da Água

Após a chegada ao laboratório, procedeu-se à conservação das amostras de água.

Na Tabela 2.1 encontram-se representados os parâmetros analisados no estudo e as técnicas analíticas usadas para a sua quantificação recomendadas pela Legislação Portuguesa (Decreto-Lei nº 236/98).

Tabela 2.1 – Parâmetros analíticos, abreviaturas, unidades e técnicas analíticas utilizadas no estudo da qualidade da água da linha de água do Brejo do Cagarão.

Parâmetros	Unidades		Técnica Analítica
pH	Sorensen scale		Potenciometria/ Sonda de pH
Condutividade Electrica	CE	$\mu\text{S cm}^{-1}$	Conductometria
Potencial Redox	Redox	mV	Eletrometria
Carência Química Oxigénio	CQO	mg L^{-1}	Técnica Dicromato
Carência Bioquímica Oxigénio	CBO ₅	mg L^{-1}	Método Manométrico
Nitritos	NO ₂ - N	mg L^{-1}	EAM*
Nitratos	NO ₃ - N	mg L^{-1}	EAM*
Azoto Kjeldahl	NK	mg L^{-1}	EAM*
Azoto Amoniacal	NH ₄ ⁺ -N	mg L^{-1}	EAM*
Fosforo Total	Pt	mg L^{-1}	EAM*
Cloretos	Cl ⁻	mg L^{-1}	EAM*
Alcalinidade	Volumetria		
Dureza Total	Complexiometria		
Arsénio	As	mg L^{-1}	Espectrofotometria
Ferro	Fe	mg L^{-1}	Espectrofotometria
Manganês	Mn	mg L^{-1}	Espectrofotometria

* Espectrometria de Absorção Molecular

A determinação dos parâmetros físico-químicos, seguiu os protocolos descritos em Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

2.2.1.1.1. Substâncias perigosas

Os pesticidas integrados neste estudo foram identificados/ quantificados segundo o protocolo descrito por Kampioti *et al.* (2005).

Os pesticidas pesquisados nas amostras foram os seguintes: 2,4-D (2,4-diclorofenoacético), alacloro, atrazina, bentazone, CFP (clorpirifos), clortolurão, cianazina, DEA (desetilatraxina), DIA (desisopropilatraxina), diazinão, dimetoato, diurão, fenitrotião, FOX (fenitrotião), isoproturão, MOX (malatão), linurão, malatão, MCPA (2-metil-clorofenoxiacético), mecoprop, metolacolor, molinato, propanil, simazina e terbutilazina.

Tabela 2.2 – Parâmetro de performance do método: limites de detecção (LD).

LD (ng L ⁻¹)	
2,4-D	3,89
Alacloro	7,01
Atrazina	1,09
Bentazone	1,61
CFP	0,90
Clortolurão	4,96
Cianazina	2,42
DEA	3,46
DIA	97,04
Diazinão	0,31
Dimetoato	2,79

Diurão	0,97
Fenitrotião	106,35
FOX	3,83
Isoproturão	1,79
Linurão	3,23
Malatião	10,44
MCPA	1,47
Mecoprop	1,85
Metolacoloro	1,25
Molinato	4,38
Propanil	0,68
Simazina	2,42
Mox	0,31
Terbutilazina	0,36

* LD- Limite de Detecção

2.2.1.1. Amostragem de Macroinvertebrados Bentônicos

O objetivo da amostragem consistiu em colher a maior diversidade possível de macroinvertebrados nos e locais em estudo. Por isso, antes da amostragem foram identificados todos os habitats presentes e estimou-se a sua representatividade, tendo sido feita a colheita de macroinvertebrados bentônicos em função dessa estimativa. Foram definidos 6 habitats distintos em função dos substratos inorgânicos (4 habitats) e orgânicos (2 habitats), que cobrem o fundo do rio (INAG, 2008b). Na Tabela 2.3, encontram-se especificados esses habitats bem como uma escala empírica para rápida identificação das classes granulométricas dos substratos inorgânicos (INAG, 2008b).

A amostragem da comunidade de macroinvertebrados bentônicos foi realizada de acordo com o protocolo da DQA (INAG, 2009).

Tabela 2.3 –Tipos de habitat mais relevantes para as comunidades de macroinvertebrados bentônico (habitats inorgânicos e orgânicos) e escala empírica para a identificação dos habitats inorgânicos (INAG,2008b).

	Habitats	Dimensão	Escala Empírica
Habitats inorgânicos	Blocos	> 256 mm	> Folha A4
	Pedras	64- 256 mm	Ovo < Pedras < Folha A4
	Cascalho	2- 64 mm	Grão café < Cascalho < ovo
	Areão	< 2 mm	
Habitats orgânicos	Macrófitos e Algas		
	Matéria Orgânica Particulada Grosseira (CPOM)		

Os dados de campo foram recolhidos numa ficha de campo adaptada da ficha de campo definida pelo INAG (INAG, 2008b) apresentada no protocolo referido (Anexo I, Tabela IX).

As amostras recolhidas foram fixadas *in situ*, em formol a 4%, e acondicionadas em recipientes plásticos com tampa, devidamente identificados (Local de amostragem e data de recolha), para posterior tratamento das amostras em laboratório.

A identificação dos macroinvertebrados por grupos taxonómicos foi feita recorrendo a uma lupa binocular.

O nível de identificação taxonómica utilizado foi a família no caso dos *Trichoptera*, *Coleoptera* e *Diptera*; classe no caso dos *Oligochaeta* e género nos restantes grupos taxonómicos. A família *Chironomidae* (ordem *Diptera*) foi identificada até ao nível de Tribo. Na identificação dos organismos recorreu-se à tabela de identificação Tachet *et al.* (2003).

Posteriormente a partir dos dados obtidos para os dois pontos de amostragem, nomeadamente a abundância e classificação taxonómica dos organismos bentônicos foram calculados os índices e métricas biológicas.

No tratamento dos dados obtidos para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos foram calculadas métricas ou medidas bioindicadoras, tratando-se de uma metodologia aplicável a todos os ecossistemas aquáticos (Barbour & Yoder, 1999),

traduzindo o estado dos mesmos através de valores fáceis de interpretar (Karr, 1999). No presente trabalho foram empregues métricas de riqueza (número de grupos taxonómicos, número total de organismos, número de taxa), índice de tolerância (Índices Bióticos - IBB e IBMWP) e de composição (% *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*) tendo sido escolhidas aquelas que se mostravam mais indicadas à descrição do tipo de perturbações estudadas e as que melhor respondem às características regionais dos ecossistemas em estudo e da fauna de macroinvertebrados bentónicos existente .

2.2.1.1.1. Índices Bióticos

Neste trabalho foram utilizados três índices, o IBB, o IBMWP ambos testados no nosso país com grande fiabilidade e o IPTI_S, recentemente desenvolvido no âmbito da DQA (INAG, 2009).

Índice Biótico Belga (De Pauw & Vanhooren, 1983).

O Índice Biótico Belga (IBB) determina-se pela consulta de uma tabela modificada da tabela standard de Tuffery & Verneaux (1968) (Anexo I; Tabela X). A unidade sistemática utilizada para a determinação deste índice depende do grupo faunístico em questão (Anexo I; Tabela XIII). Quando as unidades sistemáticas se encontram representadas por um único indivíduo, não são tomadas em consideração, uma vez que o seu aparecimento pode dever-se ao acaso (Fontoura, 1995). O valor deste índice pode variar entre zero e 10, sendo o valor 10 equivalente à água mais pura e o valor 0 à água mais poluída, distribuindo-se por cinco classes de qualidade de água às quais estão associadas diferentes cores (Anexo I; Tabela XII).

Este índice apresenta diversas vantagens, entre as quais a simplicidade, a rapidez, baixo custo, utilidade prática e segurança nos resultados (Fontoura, 1984), tendo já sido aplicados com sucesso em Portugal nomeadamente na avaliação da contaminação orgânica em ecossistemas lóticos do norte do país (Fontoura, 1989; Formigo, 1997; Jesus & Formigo, 2001).

Iberian Biological Monitoring Working Party (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988)

O Índice Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP) surge como uma adaptação, do original BMWP de Hellawell (1978) à fauna da Península Ibérica (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988).

O IBMWP permite de forma rápida e simples avaliar a qualidade biológica da água. Necessita apenas de identificar os organismos até ao nível taxonómico de família. De acordo com o sistema de pontuação proposto por Alba-Tercedor & Sanchez Ortega (1988), a cada família é atribuída uma pontuação, que oscila entre 10 e 1, segundo um gradiente de menor a maior tolerância à poluição. Efetuando o somatório de todas as pontuações, relativas às famílias presentes em cada amostra, é possível comparar os valores obtidos com as cinco classes de qualidade, apresentadas no quadro que se segue, classificando a qualidade da água desde “água limpa” até “fortemente contaminada” (Anexo I; Tabela XVI).). Por outro lado, mostra também ser eficiente na quantificação do enriquecimento orgânico, tendo já sido aplicado com sucesso em Portugal nomeadamente em várias bacias como na do Guadiana (Ferreira *et al.*, 1996), Zêzere (Fernandes, 1998), Sado (Moreira *et al.*, 1997) e Sorraia (Vieira *et al.*, 1997).

2.2.1.1.2. Índice Português de Invertebrados do Sul (IPtIs)

Este índice integra várias métricas, das quais o valor final depende, as várias métricas integrantes permitem dar resposta às componentes indicadas na DQA relativamente ao elemento biológico em questão (composição e abundância). Permitem também descrever gradientes de degradação gerar e discriminar classes de qualidade (INAG, 2009).

Para o cálculo deste índice é necessário realizar dois passos de normalização, de modo que seja expresso em termos de Rácio de Qualidade Ecológica (RQE). As normalizações determinam-se a partir do quociente entre o valor observado e o valor de referência de cada tipo de rio (mediana dos locais de referência) (INAG2009).

$$IPtIs = N^{\circ} \text{ Taxa} \times 0,25 + EPT \times 0,15 + \text{Evenness}^{*1} \times 0,1 + (IASPT^{*2} - 2) \times 0,3 + \text{Log (Sel. ETD} + 1) \times 0,2$$

*¹ Evenness é também designado por índice de Pielou ou Equitabilidade

*² IASPT – ASPT Ibérico, que corresponde ao BMWP Ibérico, dividido pelo nº de famílias incluídas no cálculo do BMWP Ibérico.

EPT (%) - percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, diminui quando aumenta a degradação do ecossistema.

2.2.1.2. Avaliação da flora aquática – fitoplâncton

As amostras para a identificação e contagens do fitoplâncton, foram armazenadas em frascos transparentes, e devem ser rapidamente fixadas/ conservadas com a adição de solução de Lugol na razão de 0,5 ml por cada 100 ml de amostra (Lund *et al.*, 1958). No final, a amostra deve adquirir uma cor mel, sendo de realçar que o volume de solução Lugol citado é meramente indicativo e varia de acordo com a quantidade de matéria orgânica e de outros redutores presentes na amostra (INAG, 2009). As amostras foram enviadas para o laboratório AquaExam.Lda®. O método utilizado foi Utermohl, sendo que o procedimento utilizado foi o que esta na norma EN 15204:2006.

2.2.1.3. Ensaio ecotoxicológicos

Os ensaios ecotoxicológicos foram realizados com organismos de diferentes níveis tróficos: *V. fischeri*, *T. platyurus*, *D. magna*. Nestes ensaios os efeitos tóxicos avaliados foram letais (mortalidade, imobilidade) ou subletais (inibição de luz, da alterações na reprodução).

As amostras de água utilizadas nos ensaios ecotoxicológicos foram congeladas a -18°C, até à realização dos testes.

Os ensaios com *D. magna* foram realizados com organismos obtidos a partir de culturas a decorrer no laboratório (Figura 2.11).

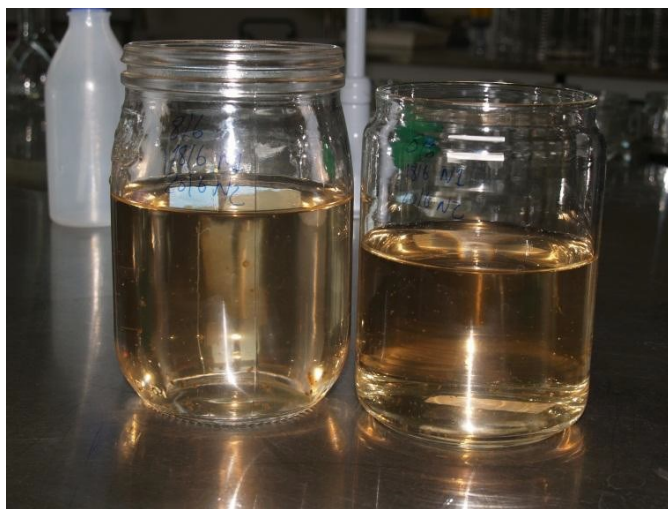


Figura 2.11 – Culturas de *D. magna* do Laboratório de Ecotoxicologia da Escola superior Agrária de Beja.

2.2.1.3.1. Meio de Cultura e Cultura de *D. magna*

O meio de cultura para a manutenção em laboratório da espécie *D. magna* é o “ASTM hard water” (ASTM, 1998), enriquecido com o extrato orgânico Marine “25”®, um extrato proveniente da alga *Ascophyllum nodosum* (Baird *et al.*, 1989a), numa concentração de 4,0 ml L⁻¹. A composição do ASTM está descrita na **Erro! A origem da referência não foi encontrada.**

Tabela 2.4 – Composição química, pH e dureza do meio de cultura (ASTM hard water) (Soares, 1989).

Compostos químicos	Concentração (g L ⁻¹)
NaHCO ₃	19,20
MgSO ₄ .7H ₂ O	24,55
CaSO ₄ .2H ₂ O	2,40
KCl	0,80
pH	7,5-8,0
Dureza (em mg L ⁻¹ de CaCO ₃)	160-180

NaHCO₃ (hidrogenocarbonato de sódio); CaSO₄.2H₂O (sulfato de cálcio dihidratado); MgSO₄.7H₂O (sulfato de magnésio heptahidratado); KCl (cloreto de potássio).

No decorrer do trabalho, o meio foi preparado com água ultrapura (condutividade <5 µScm⁻¹). Para 20 L de ASTM foram utilizados 200 mL de cada uma das soluções de NaHCO₃, MgSO₄.7H₂O e KCl e 2,4 g de CaSO₄.2H₂O.

O aditivo orgânico foi adicionado com a finalidade de suprir as necessidades em oligoelementos dos organismos.

Os organismos foram alimentados com *Pseudokirchneriella subcapitata*, que é uma alga que permite o bom desenvolvimento da espécie *D. magna* e é recomendada pela OCDE (1998). Esta alga verde foi mantida no laboratório, sob luz contínua de lâmpadas fluorescentes (2000 lux) e em condições de asséptica. As culturas destinadas à produção de alimento foram cultivadas em meio líquido, designado por “Woods Hole MBL” (pH=7.2) (Stein, 1973) (Figura 2.12). A quantidade administrada como alimento corresponde a uma densidade de

$3,0 \times 10^5 \text{ cel mL}^{-1}$ (equivalente a $2,65 \text{ mg C mL}^{-1}$).



Figura 2.12 – Cultura de *P. subcapitata* mantida no laboratório.

As culturas de *D. magna* foram mantidas a uma temperatura de $20 \pm 1^\circ\text{C}$ e um fotoperíodo de 16 horas luz: 8 horas escuro, num volume de 800 mL de ASTM, com uma densidade de 15 organismos por frasco. Os meios foram renovados em intervalos de 48 horas e as culturas alimentadas diariamente. As fêmeas foram mantidas até à 3ª e 5ª ninhada, altura em que eram iniciadas novas culturas a partir de juvenis recém-nascidos.

2.2.1.3.1. Teste de Inibição de Mobilidade/Mortalidade com *D. magna*

Este teste tem como objetivo determinar o efeito de substâncias contaminantes presentes em amostras de água na imobilidade do crustáceo *D. magna*, após 48 horas de exposição. O teste segue o protocolo descrito na norma ISO 6341 (1996).

Foram usados neonatos com idade inferior a 24 horas isolados de uma cultura controlada de origem entre o 3º e o 5º nascimento, pertencentes a um clone (clone F) (Baird *et al.*, 1989b). Os juvenis foram mantidos em grupos de cinco indivíduos, em copos de vidro de 25 ml, com diferentes diluições de amostra e ASTM, durante 48 horas, a uma temperatura de 20°C e com fotoperíodo de 16h luz: 8h escuro. Durante o teste os juvenis não foram alimentados. Utilizou-se ASTM como controlo negativo e quatro réplicas por cada concentração de ensaio (25%; 50%; 75% e 100%) realizado. A concentração de imobilização/mortalidade de 50% dos organismos usados (EC_{50}) foi calculada em função do número total inicial de organismos.

2.2.1.3.2. Teste de reprodução com *D. magna*

O teste de reprodução tem como finalidade avaliar o efeito das amostras de água no crescimento e reprodução do crustáceo *D. magna*. O teste segue o protocolo da OCDE 211 (1998). Foram utilizados juvenis, entre o 3º e o 5º nascimento pertencentes a um clone (clone F), com idade inferior a 24 horas, isolados de uma cultura controlada de origem (Baird *et al.*, 1989b). Os juvenis foram mantidos individualmente, num volume de 50 mL, com diferentes diluições de amostra de água. As diluições foram baseadas nos resultados do teste de imobilização (25, 50, 75 e 100%).

Nos ensaios utilizou-se como controlo negativo ASTM e dez réplicas por cada diluição da amostra (Figura 2.13). Os animais foram transferidos para meio novo de dois em dois dias. A alimentação diária foi feita com *P. subcapitata* numa densidade de $3,0 \times 10^5$ cel mL⁻¹ *Daphnia*⁻¹ (equivalente a 2,65 mg C mL⁻¹) e com 4 ml de aditivo orgânico (*A. nodosum*) (Baird *et al.*, 1989a). A inibição da reprodução foi avaliada pelo número total de juvenis viáveis produzidos por *Daphnia*, em cada concentração, durante os 21 dias do ensaio.

Foi realizado o teste de referência com o K₂Cr₂O₇ como controlo positivo. O valor de EC₅₀ às 24 horas encontrava-se dentro do intervalo de valores (0,6-1,7 mg L⁻¹) descritos no protocolo.

O efeito das amostras da linha de água na reprodução foi avaliado com base no número total de juvenis viáveis por fêmea por tratamento.



Figura 2.13 – Ensaio crónico com *D. magna*.

2.2.1.3.3. Teste de Inibição da Luminescência com a bactéria *V. fischeri*

O *V.fischeri* é uma bactéria marinha bioluminescente, anaeróbia facultativa, Gram negativa. A utilização da bactéria luminescente *V.fischeri* nos testes de toxicidade aguda é extremamente vantajoso pelo fato da simplicidade e da rapidez na obtenção dos resultados. A bactéria é exposta por alguns minutos à amostra e através de um equipamento é medida a intensidade luminosa antes e após a exposição.

O método utilizado foi preconizado conforme o protocolo do “DR LANGE luminescent bacteria test” que segue o procedimento ISO 11348-2 (1998). O ensaio baseia-se na medição da inibição da luminescência de uma suspensão das bactérias liofilizadas da estirpe NRRL-B-11177, quando em presença de uma série de diluições de amostra de água (3,125; 6,25; 12,5; 25; 50; 100% (v/v)) em NaCl a 2%. Determinou-se a inibição da emissão de luz da suspensão de inóculo das bactérias quando em presença da amostra de água em comparação com um controlo não tóxico – NaCl a 2%, a uma temperatura de $15 \pm 0,5$ °C. O pH das amostras foi mantido entre 6,5-7,0. Para cada amostra a bioluminescência foi lida antes e depois do período de incubação (30 minutos).

Foi realizado um teste de referência com dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) como controlo positivo. A sensibilidade dos organismos testados encontrava-se de acordo com o protocolo. Foram determinados os valores de EC_{50} (%) de cada amostra, considerando como parâmetro de avaliação a percentagem de inibição de luz.

2.2.1.3.4. Teste de mortalidade com o crustáceo *T. platyurus*

Este teste tem como objetivo determinar o efeito de substâncias contaminantes presentes em amostras de água, na mortalidade do crustáceo *T. platyurus* (Figura 2.14), após 24 horas de exposição. O teste foi executado conforme o protocolo da MicroBioTests Inc® (Persoone, 1999). Foram utilizados neonatos com idade inferior a 24 horas, obtidos a partir da eclosão de quistos de *T. platyurus*. Os quistos foram incubados em 1,0 mL de meio de cultura durante 18 a 22 horas, a uma temperatura de $25^{\circ}C \pm 2^{\circ}C$ e uma intensidade de luz contínua de cerca de 4000 ± 1000 lux. Após a eclosão transferiu-se, ao microscópio, 10 larvas para cada câmara da placa teste. As diluições foram 12,5%; 25%; 50%; 75% e 100%. Realizaram-se quatro réplicas por concentração.

As placas permaneceram na estufa à temperatura de $25 \pm 2^\circ\text{C}$, ao abrigo da luz, durante 24 horas. Foi realizado um teste de referência $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ como controlo positivo. A sensibilidade dos organismos testados encontrava-se de acordo com o protocolo. Foram calculados os valores de EC_{50} (%), considerando como parâmetro de avaliação a percentagem de mortalidade dos organismos-teste.



Figura 2.14 – Organismo pertencente à espécie *T. platyurus*.

2.2.1.4. Análise estatística

A representação gráfica dos valores (média±desvio padrão) de cada parâmetro durante o estudo para a detecção de padrões de variabilidade foi efetuada a partir do programa excel 2007. Calculou-se a concentração que promove efeito em 50% dos organismos (EC_{50} (%)), para os ensaios com *T. platyurus* e *D. magna* em função do número total de organismos inicial, utilizando o “Método Probit” (Finney, 1971). No teste de inibição da bioluminescência com *V. fischeri*, os valores de EC_{50} (%), foram calculados usando o software LUMISsoft 4™.

Os resultados dos ensaios ecotoxicológicos crónicos foram submetidos à análise de homogeneidade de variâncias através do teste de *Kolmogorov-Smirnov* (Sokal e Rohlf, 1995) e, quando possível, sujeitos a análise de variância unifactorial (One-Way ANOVA) seguido do teste de comparação múltipla com o controlo pelo método de Dunnett’s ($p < 0,05$) (Zar, 1996). Dados que não satisfizeram os requisitos de homogeneidade de variâncias foram analisados pelo teste não-paramétrico *Kruskal-Wallis on Ranks*. Quando diferenças entre tratamentos foram encontradas utilizou-se um teste *post-hoc* de comparações múltiplas com o controlo pelo método de Dunnett’s ($p < 0,05$) (Zar, 1996).

3. Resultados e discussão

Em cada ponto de amostragem, foi registada uma descrição sumária do Local da recolha das amostras, bem como, do ambiente circundante.

No Local 1 (Nascente), havia pouca vegetação ribeirinha em ambas as margens. O sedimento era constituído essencialmente por areias e alguns calhaus de tamanho mediano. A água era semitransparente com presença de espumas nalguns pontos, não se observou a existência de poluição visual tal como latas, plásticos ou outros objetos. A zona envolvente é maioritariamente agrícola.



Figura 3.1 – A zona envolvente ao Local 1.

No Local 2 (Jusante), o rio apresenta pouca profundidade, as margens são formadas por vegetação ripícola, tendo sido registado a presença de árvores caídas sobre a água, bem como vários ramos, que retinham sacos plásticos. O sedimento era constituído por calhaus rolados e a água era semitransparente com presença de espuma nalguns pontos, nas épocas de primavera e verão.



Figura 3.2 – A zona envolvente ao Local 2.

Entre o Local 1 e o Local 2, o rio continha muitas folhas que se encontram no sedimento são a principal fonte primária de energia para a comunidade bentónica e as próprias raízes servem também como refúgio para os macroinvertebrados e contribuem para a estabilidade das margens (Jesus, 2001).

3.1. Qualidade físico-química da água

3.1.1. Parâmetro de Estratificação Sazonal

3.1.1.1. pH

Nas águas naturais, o pH depende da origem dessas águas, da natureza geológica do leito e do revestimento vegetal da bacia (Cortes *et al.*, 2002).

Na maior parte dos casos, a gama de variação dos valores do pH situa-se entre 6,5 e 8,5 (Mendes & Oliveira, 2004). Os limites toleráveis de pH situam-se entre valores de 5,0 e 9,0 para a maior parte da fauna e flora (Cortes *et al.*, 1992) e a alteração brusca de pH para valores acima ou abaixo desses limites pode levar ao desaparecimento de espécies aquáticas. As águas superficiais podem, como consequência da atividade biológica das algas, apresentar, em especial no verão, valores de pH anormalmente elevados (Mendes & Oliveira, 2004; Galvão *et al.*, 2008). É de salientar que os valores limite toleráveis de pH para a maior parte da fauna e flora estão entre os 5,0 e 9,0 (Cortes, 1997), e que em nenhum dos dois pontos de

amostragem foram registados valores de pH fora desses valores limites.

Pela análise da **Erro! A origem da referência não foi encontrada.**, verifica-se que os valores mais baixos foram registados no Inverno, em ambos os locais, isto pode ser explicado pelo aumento de caudal que aumenta o efeito de diluição e pela diminuição da produtividade primária.

Os valores de pH obtidos nos diferentes locais de amostragem também não ultrapassaram o limiar máximo (entre 6 e 9) para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Sul (Anexo I; Tabela II).

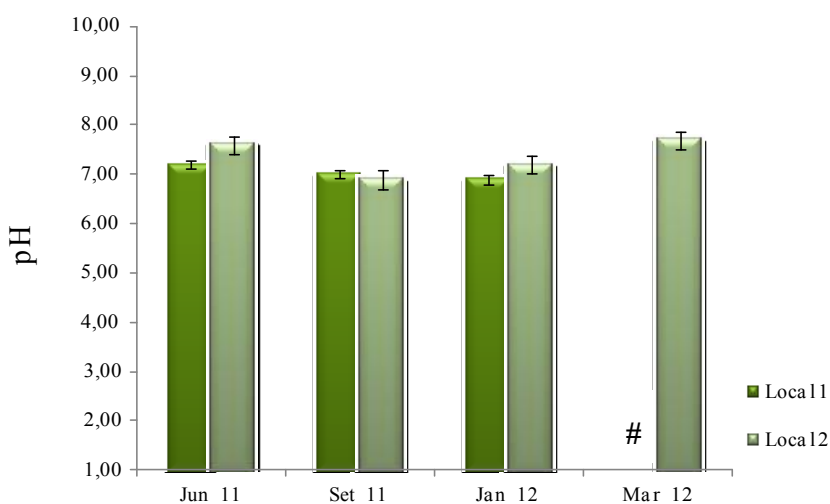


Figura 3.3 – Variação do parâmetro de pH (média \pm desvio padrão; $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.

3.1.2. Parâmetros de Mineralização

3.1.2.1. Condutividade Elétrica

A condutividade é uma medida que mostra a capacidade de uma solução aquosa para transportar a corrente elétrica (APHA, 1992), sendo proporcional à quantidade de sais ionizáveis dissolvidos. Assim, a condutividade é uma medida do grau de mineralização natural da água que pode, no entanto, ser influenciada pelo aporte de efluentes orgânicos (Fontoura, 1989) e depende, entre outros fatores, da quantidade de iões dissolvidos na água e da sua temperatura, ou mais especificamente, do teor de iões, suas valências e respectiva mobilidade, aumentando esta com a temperatura (Cortes *et al.*, 1992). Em cursos de água fortemente poluídos, a condutividade em água pode atingir valores muito elevados, pode

admitir-se que a situação é particular, ou anormal, para valores superiores a $500 \mu\text{S cm}^{-1}$ (Formigo, 1997).

De uma maneira geral, a condutividade cresce progressivamente de montante para jusante dos cursos de água, sendo as diferenças tanto mais significativas quanto mais fraca for a mineralização inicial (Formigo, 1997). O que acontece no caso em estudo à exceção do mês de Julho em que a condutividade é maior a montante do que a jusante.

A diminuição da condutividade no inverno deveu-se provavelmente à maior quantidade de água na linha de água, que provocou um efeito de diluição capaz de se sobrepor ao efeito oposto provocado pela escorrência superficial e o aumento da condutividade a partir da primavera provavelmente está relacionado com a diminuição do caudal nesta época do ano, o que fez com que existisse uma acumulação de sedimentos ricos em sais minerais provenientes da lixiviação dos terrenos agrícolas marginais. No entanto, o aumento muito acentuado nos valores deste parâmetro verificado no mês de verão e no mês de outono, sugere que poderão ter ocorrido descargas de efluentes aparentemente não tratados a montante do Local 1 que influenciaram aumento significativo de iões presentes na água, principalmente amónia, ortofosfatos cujas concentrações também sofreram um aumento significativo nos mesmos locais de amostragem, também no verão. De acordo com Cortes *et al.* (1992), aumentos bruscos de condutividade conduzem a fenómenos de difusão através das paredes celulares dos organismos aquáticos e à morte das células. Todavia, dentro de certos limites, esses organismos estão adaptados à variação do teor de sais dissolvidos, fazendo depender a sua pressão osmótica interna da pressão osmótica do meio exterior, estando esta dependente da concentração em sais (osmorregulação).

A análise dos valores encontrados para a condutividade em ambos os locais não sugere a existência de um padrão nítido de variação temporal uma vez que manteve, ao longo do tempo de estudo, valores de condutividade relativamente uniformes, embora se tenha observado um pico mês de Junho no Local 1 correspondendo ao seu valor mais elevado ($746 \mu\text{S cm}^{-1}$) e um pico no mês de Setembro no Local 2, correspondendo ao seu valor mais elevado ($739 \mu\text{S cm}^{-1}$) (Figura 3.4). Estes valores mais elevado poderão dever-se à atividade agrícola nos campos marginais que provocaram a contaminação da água e, conseqüentemente, um aumento da quantidade de iões nela dissolvidos, tendo a aparente resolução deste problema acarretado uma diminuição dos valores da condutividade no inverno e na primavera.

Em estudos realizados no Rio Cértima, obtiveram valores semelhantes aos obtidos na linha de água do Brejo do Cagarão, os valores mais elevados parecem estar relacionados com a maior influência de efluentes agrícolas/pecuários e/ou domésticos ao longo do rio Cértima, ocorrendo nas proximidades dos principais agregados populacionais, podendo estar ainda associados às formações rochosas (Ferreira, 2007). Por oposição, os valores mais baixos foram registados em áreas onde é menor a influência antropogénica e onde são menos relevantes as fontes de poluição, designadamente na zona mais a Este da bacia, onde, no passado, já se tinham encontrado os valores mais baixos de sais em solução (Silva, 2008). Isto poderá ser, em parte, explicado pelo aumento do caudal e diminuição da temperatura.

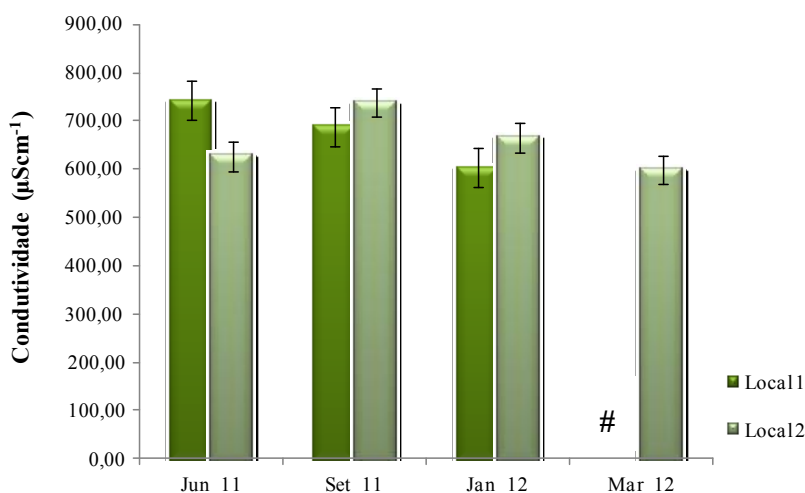


Figura 3.4 – Variação do parâmetro da Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$) (média \pm desvio padrão; $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.

3.1.2.2. Cloretos

O cloro, sob a forma de iões cloreto, é um dos aniões inorgânicos mais abundantes na água. Uma elevada concentração de cloro pode corroer metais e inibir o crescimento de plantas (APHA, 1992). Este componente dá uma boa indicação da eutrofização dos cursos de água e um teor excessivo é, muitas vezes, um índice de uma poluição particular, urbana ou industrial. Diversos são os efluentes industriais que apresentam concentrações de cloreto elevadas como os da indústria do petróleo, algumas indústrias farmacêuticas, curtumes, entre outros.

O cloreto apresenta também influência nas características dos ecossistemas aquáticos naturais, por provocar alterações na pressão osmótica em células dos microrganismos aquáticos (Cetesb, 2009). Além disso, a presença simultânea de compostos azotados e de cloro pode dar origem a cloraminas e a outros compostos organoclorados com efeitos potencialmente cancerígenos (Cortes *et al.*, 1992).

O teor de cloretos das águas correntes isentas de poluição não ultrapassa geralmente os 20 mg L⁻¹. As águas superficiais são fontes importantes de descargas de esgotos sanitários, sendo que cada pessoa expele através da urina cerca de 6 g de cloreto por dia, o que faz com que os esgotos apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam 15 mg L⁻¹ (Cortes *et al.*, 1992).

De uma maneira geral, o teor em cloretos apresenta um padrão de variação temporal e espacial definido, apresentando pequenas oscilações nos seus valores no conjunto dos locais de amostragem (Figura 3.5). No entanto, pode-se salientar que em ambos os locais, o maior valor do teor de cloretos foi observado em Janeiro.

O Local 2, nos meses de Julho e Setembro de 2011, foi a estação que apresentou valores mais elevados de cloretos. Este facto pode ser justificado quer pelo aumento de descargas pontuais de efluentes vindos das vacarias a montante da linha de água, quer pelo aumento dos níveis de evaporação nestes meses. A exceção verificada no mês de Janeiro de 2012, em que o Local 1 apresentou valores superiores ao Local 2, é explicada pelos processos de precipitação, que provocaram o aumento dos valores no Local 1.

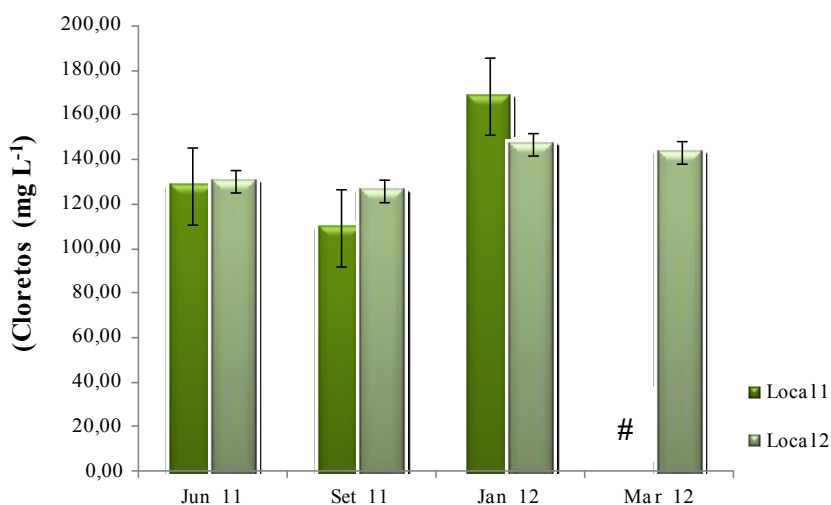


Figura 3.5 – Variação do parâmetro de Cloretos (mg L^{-1}) (média \pm desvio padrão; $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.

3.1.3. Nutrientes

3.1.3.1. Azoto Kjeldahl

O azoto (N) e o fósforo (P) são os principais nutrientes inorgânicos necessários aos sistemas biológicos. A sua presença provoca um elevado nível de produtividade primária e, consequentemente, da biomassa. Uma produção desequilibrada conduz à degradação da qualidade da água e já vários trabalhos salientaram a importância do excesso de N e P para a eutrofização e consequente degradação da qualidade da água (Williams *et al.*, 2001; Udawatta *et al.*, 2004; Kronvang *et al.*, 2005). O azoto mineral pode encontrar-se no meio aquático sob a forma de nitratos, nitritos e azoto amoniacal, representando as diferentes formas da sua mineralização ao longo do ciclo do azoto. A existência de compostos azotados no meio aquático provém essencialmente da lavagem dos solos e da decomposição da matéria orgânica em meio aquático e, em menor escala, da fixação do azoto atmosférico (Cortes *et al.*, 1992). A quantificação de cada uma destas formas é um bom indicador dos níveis de poluição da água, dando uma indicação indireta da sua capacidade de autodepuração. É ainda preciso salientar que os compostos azotados são muito solúveis, ao contrário dos compostos de fósforo, pelo que as próprias águas subterrâneas, por infiltração, podem ser enriquecidas em compostos de azoto (Cortes *et al.*, 1992). O azoto kjeldahl (Figura 3.6) apresentou concentrações mais elevadas no mês de Julho no Local 1. Relativamente ao Local 2, o valor mais alto foi obtido

em Setembro o que pode ser explicado pelas fontes de poluição pontuais, unidades pecuárias (predominantemente, vacarias) sem tratamento dos seus efluentes.

Tendo em conta a tabela de classificação dos cursos de água superficiais, de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos normalizada pelo INAG (2006) (Anexo I; Tabela I), a maioria dos valores observados no Local 2, encontram-se compreendidos na gama de valores encontrados num curso de água com boa qualidade (classe B). Relativamente ao Local 1 a qualidade da água é muito inferior sendo que os valores obtidos no mês de Junho e Janeiro apresentam valores de muito má qualidade (classe E), estes valores são justificados pela existência de milho de regadio na zona envolvente ao Local 1, já o mês de Setembro apresentou um valor de qualidade boa (classe B). Neste mês não existia nenhuma cultura na zona envolvente ao Local 1.

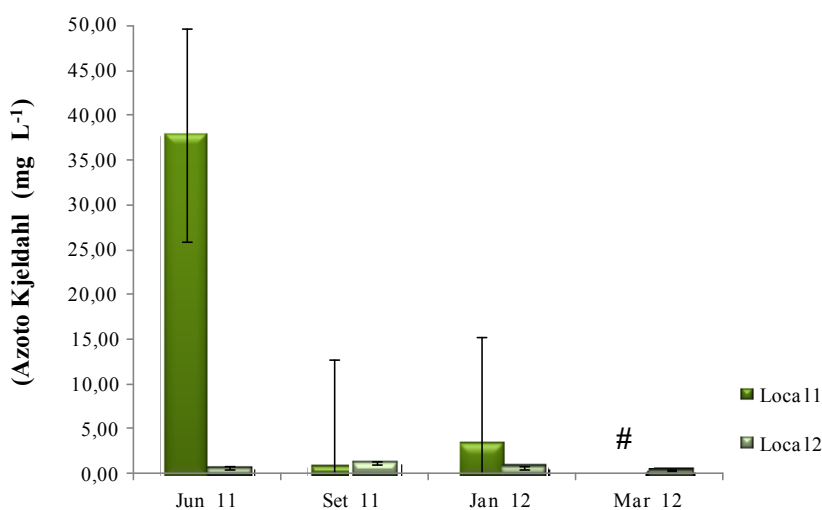


Figura 3.6 – Variação do parâmetro de Azoto Kjeldahl (mg L^{-1}) (média \pm desvio padrão; $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. # em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque estava seco.

3.1.3.2. Azoto Amoniacal

O azoto amoniacal pode aparecer na água na forma iónica (ião amónio, NH_4^+), ou na forma não ionizada (amoníaco, NH_3) (Mendes & Oliveira, 2004). Do ponto de vista da sua toxicidade para a fauna piscícola, não é o ião amónio (NH_4^+), mas sim o amoníaco (NH_3) que é tóxico, sendo o limiar de sensibilidade $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ de NH_3 . O ião amónio libertado durante a mineralização da matéria orgânica é transformado, por oxidação, em nitritos e depois em nitratos, a uma temperatura ótima de 30°C (Wetzel, 1993). A concentração de azoto

amoniacal em águas bem oxigenadas é geralmente baixa. No entanto, a sua ausência não é indicadora de que as águas estejam isentas de poluição, sendo necessário que este facto seja acompanhado de um teor normal de nitratos e de uma ausência total de nitritos (Nisbet & Verneaux, 1970).

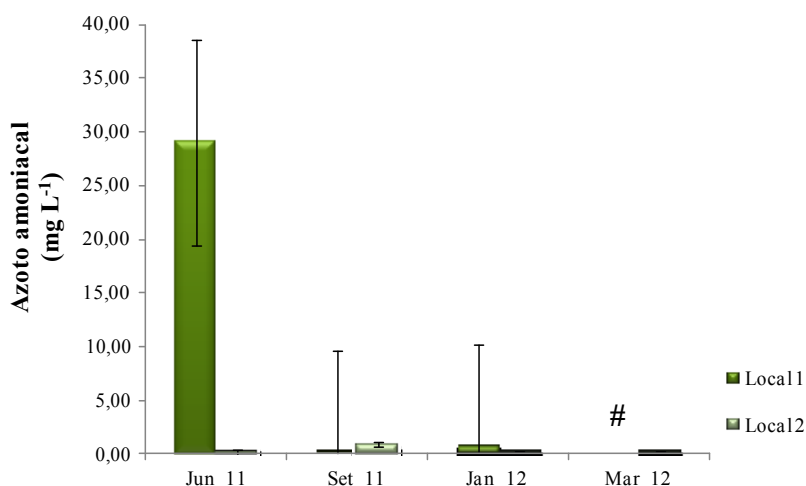


Figura 3.7 – Variação do parâmetro de Azoto amoniacal (mg L^{-1}) (média \pm desvio padrão; $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.

Pela análise da Figura 3.7 é possível verificar que, relativamente ao Local 1 o valor mais elevado foi observado no verão, no Local 2 o valor mais elevado foi obtido em Setembro. Os valores no Local 1 sofreram, um decréscimo de Junho até Janeiro. O aumento do teor de azoto amoniacal poderá estar relacionado com a acumulação de sedimentos resultante de uma diminuição do caudal e, consequentemente, do teor em oxigénio dissolvido, pois os valores mais elevados de amónia correspondem a caudais baixos e a baixas concentrações de oxigénio dissolvido, ou pode estar relacionado com o elevado aporte de carga orgânica e de fertilizantes, devido a processos de lixiviação, com o consequente aumento dos processos de desnitrificação. Assim, o aumento do valor de amónia observado no Local 1 em Junho poderá ser explicado pelo decréscimo do caudal e com as descargas de efluentes de origem pecuária aparentemente não tratados.

Tendo em conta a tabela de classificação dos cursos de água superficiais, de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos normalizada pelo INAG (2006)

(Anexo I; Tabela I), a maioria dos valores observados no Local 2 encontra-se compreendidos na gama de valores encontrados num curso de água com excelente qualidade (classe A). No entanto, o valor registado em Setembro corresponde a valores que podem ser encontrados num curso de água com qualidade boa (classe B). Pelo contrário, os valores da concentração de azoto amoniacal no Local 1 encontram-se, compreendidos na classe E, indicando que este curso de água apresenta uma qualidade muito má, com exceção do mês de Setembro em que recuperou a classificação da qualidade excelente recuperando a classificação de qualidade excelente (classe A), no mês de Janeiro passou a qualidade Boa (classe B).

Os valores de azoto amoniacal obtidos no Local 2, encontram-se dentro do valor limite para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Sul (Anexo I; Tabela II), ao contrário do Local 1.

3.1.3.3. Nitratos

Em situações naturais, tal como sucede para os fosfatos, os nitratos ocorrem em pequenas concentrações no meio aquático (Cortes *et al.*, 1992). Nas águas naturais não poluídas, a taxa de nitratos varia segundo a estação do ano e a origem das águas, podendo variar de 1 a 15 mg L⁻¹ e uma concentração de 2 a 3 mg L⁻¹ é considerada normal (Nisbet & Verneaux, 1970). Quando presentes em elevadas quantidades, os nitratos participam nos fenómenos de eutrofização e, embora não possuam efeitos tóxicos diretos, podem desencadear uma toxicidade indireta resultante da sua transformação em nitritos (Rodier, 1984). O enriquecimento da água doce neste nutriente - devido à fertilização agrícola, esgotos e desperdícios industriais ou poluição atmosférica - traduz-se numa sequência de fenómenos biológicos à semelhança do que acontece na sobrecarga de fósforo (Cortes *et al.*, 1992).

Através da análise da Figura 3.8 é possível verificar que, no Local 1, houve um decréscimo acentuado nos valores de nitratos de Junho para Janeiro. Os valores mais baixos foram registados no inverno e os mais elevados no verão. É provável que a variação temporal do teor de nitratos tenha sido influenciada pelas práticas agrícola (milho de regadio) adjacentes aos locais de amostragem, podendo ter ocorrido um enriquecimento das águas por lixiviação dos solos com excesso de fertilizantes ricos nestes compostos sobretudo no verão. No Local 2 que fica a jusante, obtiveram-se valores menores no período seco, isto poderá ter haver com o seu consumo, para a degradação da matéria orgânica. Assim, com a diminuição

da quantidade de oxigénio dissolvido, os microrganismos começam a utilizar os nitratos como aceitador final de eletrões no processo da respiração (Manahan, 2000). Já no período húmido ocorreu um aumento de nitratos o que poderá ser explicado pelos processos de lixiviação dos terrenos agrícolas.

O valor mais elevado do teor de nitratos ($25,20 \text{ mg L}^{-1}$) foi registado no Local 1 em Junho, e o mais baixo ($2,40 \text{ mg L}^{-1}$) no Local 2 em Março.

Tendo em conta a tabela de classificação dos cursos de água superficiais, de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos normalizada pelo INAG (2006) (Anexo I; Tabela I), os valores do teor de nitratos nos locais amostrados encontram-se compreendidos na gama de valores encontrados num curso de água com boa qualidade (classe B), com exceção do Local 1 em Janeiro e Local 2 em Março em que os valores registados correspondem a cursos de água com qualidade excelente (classe A). Em Junho no Local 1 o valor corresponde a curso de água com qualidade razoável (classe C).

Os valores de nitratos obtidos nos locais de amostragem encontram-se dentro do valor limite (média anual $\leq 25 \text{ mg NO}_2 \text{ L}^{-1}$) para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Sul (Anexo I; Tabela II), com a exceção do mês de Junho no Local 1 onde o valor atingiu os $25,20 \text{ mg NO}_2 \text{ L}^{-1}$.

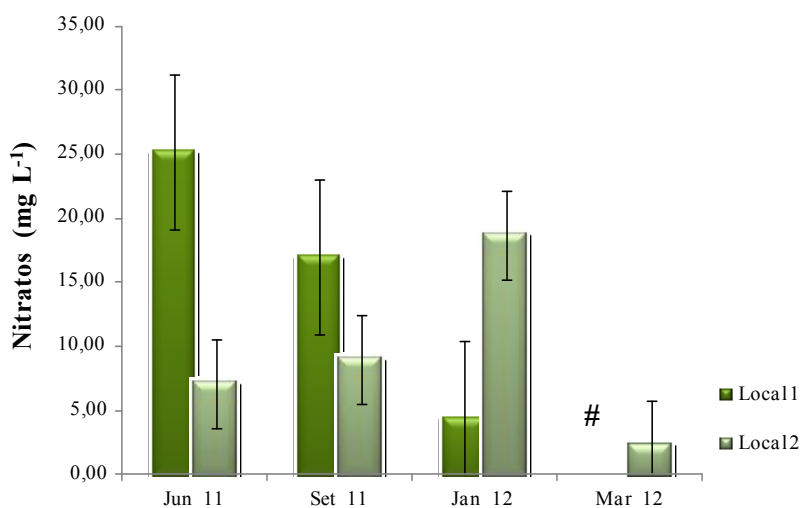


Figura 3.8 – Variação do parâmetro de Nitratos (mg L^{-1}) (média \pm desvio padrão; $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.

3.1.3.4. Nitritos

Os nitritos são provenientes quer da oxidação incompleta da amónia (nitrificação incompleta) quer da redução dos nitratos (desnitrificação incompleta) (Rodier, 1984) e podem traduzir um desequilíbrio químico (Fontoura, 1989). Tal como os nitratos, os nitritos podem estimular o crescimento planctónico mas são sempre muito tóxicos para a fauna aquática, especialmente para a componente piscícola (Cortes *et al.*, 1992).

Nas águas não poluídas, ou não existem nitritos ou existem em muito pequenas quantidades; nas zonas onde a autodepuração é ativa, o teor em nitritos mantém-se abaixo de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ (Nisbet & Verneaux, 1970).

Pela análise da Figura 3.9, é possível verificar que no Local 1 em todos os meses ocorreu um decréscimo no teor de nitritos de Junho até Janeiro. No Local 2 também ocorreu uma diminuição com exceção do mês de Setembro em que ocorreu um aumento da concentração de nitritos. Os valores mais baixos do teor de nitritos no Local 1 ocorreram no Inverno o que provavelmente se deveu a um efeito de diluição provocado pela chuva bem como à maior capacidade oxidante da água, o mesmo não aconteceu no Local 2 em que o valor menor foi obtido na primavera (Março), este facto pode ter haver com a não existência de escorrência, visto que neste mês não estava nada semeado na zona envolvente.

O valor de nitritos mais elevado ($1,17 \text{ mg L}^{-1}$) foi registado no Local 1, o valor mais baixo foi obtido no mês de Março no Local 2. A ausência de nitritos não é indicador de que as águas estejam isentas de poluição, sendo necessário que este facto seja acompanhado de um teor normal de nitratos e de uma ausência total de iões amónia, o que não aconteceu em nenhum dos locais de amostragem. De acordo com a classificação das águas de Nisbet & Verneaux (1970) segundo o teor de nitritos (Anexo I; Tabela VI), a maioria dos valores obtidos nos locais 1 e 2, encontram-se compreendidos na classe 4 (estado crítico de poluição), embora no inverno se tenham encontrado valores compreendidos na classe 3 (estado sensível de poluição), e no inverno como no verão, valores compreendidos nas classes 2 (poluição insidiosa com perturbação do ciclo do azoto), isto no Local 2. No entanto, é de notar o carácter empírico desta comparação, dado que os valores da tabela são apresentados para uma temperatura de referência de 20°C .

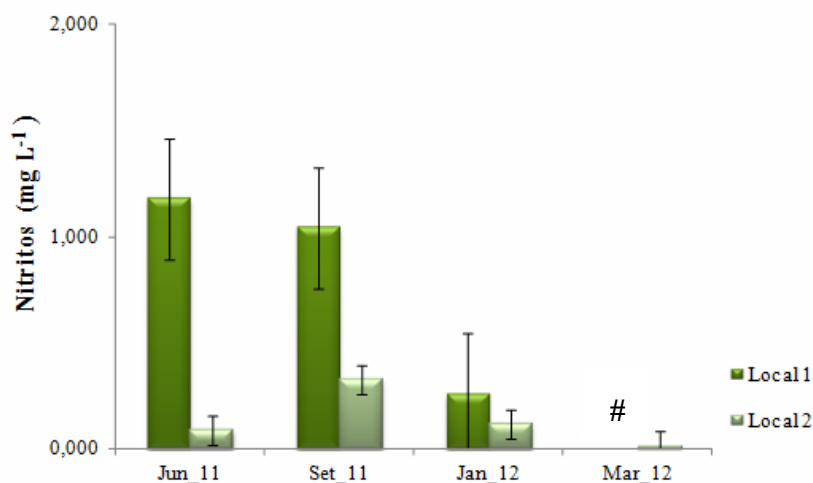


Figura 3.9 – Variação do parâmetro de Nitritos (mg L^{-1}) (média \pm desvio padrão; $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve coleta de água no Local 1 porque o rio estava seco.

3.1.3.5. Ortofosfatos

O fósforo pode encontrar-se segundo diferentes formas oxidadas: meta (HPO_3), piro ($\text{H}_2\text{P}_2\text{O}_7$) e orto (H_3PO_4) (Rodier, 1984). Em águas superficiais, com pH compreendido entre 5 e 8, é quase só sob a forma de ortofosfatos que se encontram os fosfatos (Rodier, 1984). Os ortofosfatos na água podem ter uma origem natural, por lixiviação ou decomposição da matéria orgânica, ou artificial, isto é: serem provenientes de adubos e esgotos quer domésticos quer industriais (Fontoura, 1989). Os fosfatos permitem avaliar o grau de poluição urbana, bem como estimar o grau de trofia de um curso de água (Nisbet & Verneaux, 1970), uma vez que possuem um papel fundamental no desenvolvimento das algas e macrófitas (Rodier, 1984). Quando em elevados níveis, propicia um desenvolvimento exagerado de algas e conseqüente degradação da composição dessa comunidade algal, tornando a água imprópria para certos fins (eutrofização).

Através da análise da Figura 3.10, verifica-se que os valores encontrados para o teor de ortofosfatos no Local 2 não sugerem a existência de um padrão nítido de variação temporal uma vez que mantiveram, ao longo do tempo de estudo, valores relativamente uniformes, oscilando entre $0,29 \text{ mg L}^{-1}$ (Janeiro) e $0,65 \text{ mg L}^{-1}$ (Dezembro), com exceção da diminuição verificado no mês de Março correspondendo ao seu valor mais baixo ($0,06 \text{ mg L}^{-1}$).

No Local 1 ocorreu um aumento no mês de Junho, este aumento de ortofosfatos deveu-se, provavelmente, a escorrências de produtos usados na agricultura (como adubos) nos campos marginais ao curso de água, ou provavelmente, resultantes de descargas de efluentes de origem pecuária não tratados. A forma de fósforo que desempenha uma função biológica mais significativa nos ecossistemas, por ser assimilável pelos seres autotróficos, é a de ortofosfatos os quais podem derivar dos polifosfatos, estes últimos geralmente com origem em detergentes (Cortes *et al.*, 1992).

O valor de ortofosfatos mais elevado (51,86 mg L⁻¹) foi registado no Local 1 em Junho e o valor mais baixo (0,06 mg L⁻¹) verificou-se no Local 2 em Março. A dinâmica do fósforo em cursos de pequena profundidade é particularmente complexa. As baixas concentrações não permitem afirmar que não haja entrada de fósforo das áreas de regadio. Parte do fósforo que entra no corpo de água é muito rapidamente absorvida pelas plantas, particularmente durante os períodos de mais elevada atividade fotossintética. Por outro lado, a avaliação das entradas pode ser mascarada pelo fósforo libertado pela decomposição da matéria orgânica na massa de água, isto poderá explicar os valores do Local 2.

De acordo com a classificação das águas de Nisbet & Verneaux (1970) segundo o teor de ortofosfatos (Anexo I; Tabela VII), os valores obtidos no presente trabalho encontram-se compreendidos na gama de valores da classe 1 (água muito pouco produtivas) e um único valor na gama de valores da classe 3 (cursos de água poluídos). Uma vez que, em termos gerais, o teor de ortofosfatos não foi elevado em todos os locais de amostragem, parece-nos lógico dizer que não se trata de uma zona eutrofizada.

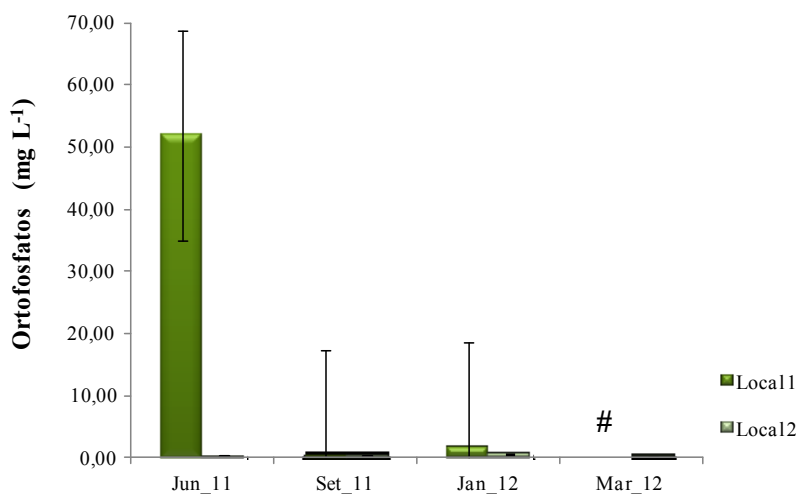


Figura 3.10 – Variação do parâmetro de Ortofosfatos (mg L^{-1}) (média \pm desvio padrão; $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.

3.1.4. Descritores Orgânicos

3.1.4.1. Carência Bioquímica de Oxigénio

A carência bioquímica de oxigénio (CBO_5) mede o consumo de oxigénio por microrganismos aeróbios, a 20°C e durante cinco dias, permitindo avaliar a concentração de matéria orgânica biodegradável na água (Wetzel, 1993). Assim, teoricamente, a carência bioquímica de oxigénio é proporcional à quantidade de matéria orgânica biodegradável e de organismos vivos que asseguram a depuração natural das águas (Nisbet & Verneaux, 1970).

Altos níveis de matéria orgânica levam a um consumo de oxigénio que, se não for compensado, causa a sua depleção o que, num caso extremo, pode conduzir a uma situação de anaerobiose. Além disso, os sólidos orgânicos, ao depositarem, afetam o substrato e, indiretamente, a fauna bentónica. Os microrganismos (fungos, bactérias e protozoários) desenvolvem-se bastante bem em meios anaeróbios podendo, por competição, reduzir a comunidade de macroinvertebrados (Fontoura, 1989).

Em cursos de água não poluídos, o valor de CBO_5 é geralmente inferior a 3 mg/l ; no entanto, valores baixos podem resultar de uma poluição química intensa e não de uma fraca poluição orgânica (Rodier, 1984). A poluição começa a fazer sentir os seus efeitos com alguma gravidade para valores superiores a 9 mg L^{-1} (Fontoura, 1989).

Pela análise da Figura 3.11, verifica-se que no Local 2 ocorreu uma diminuição nos valores de CBO_5 de Janeiro para Março, concentrando-se os valores mais baixos deste parâmetro no inverno e primavera. Os valores obtidos no mês de Janeiro pode estar relacionado com um aumento da velocidade da corrente e com a diminuição da temperatura, provocando um abrandamento dos processos metabólicos de degradação da matéria orgânica, e com a maior quantidade de água existente no rio, que provoca um efeito de diluição. O valor mais elevado encontrado para este parâmetro ocorreu sobretudo no Outono, podendo estar relacionados com aplicação produtos utilizados para a agricultura (por ex.: adubos ou estrumes) nos campos marginais aos locais de amostragem. O pico observado em Junho no Local 1, correspondendo ao valor mais elevado observado para este Local, coincide com o máximo observado para o valor azoto amoniacal no mesmo Local de amostragem, sendo a quantidade deste parâmetro indicadora da matéria orgânica existente.

A análise da variação espacial (Figura 3.11) sugere uma diminuição no teor de CBO_5 de montante para jusante, indicando um menor conteúdo na água em matéria orgânica degradável de montante para jusante. O Local 2 foi o que registou menores valores de CBO_5 e uma menor distribuição dos valores desse parâmetro. O valor mais elevado de CBO_5 ($25,5 \text{ mg L}^{-1}$) foi registado no Local 1 em Junho e Janeiro, e o mais baixo ($1,5 \text{ mg L}^{-1}$) no Local 2 em Março.

Relativamente à classificação apresentada por Nisbet & Verneaux (1970) segundo o CBO_5 (Anexo I; Tabela V), os valores registados nos locais 1 e 2 encontram-se compreendidos, de um modo geral, nas classes 2, 3 e 4. Relativamente ao Local 1 as três campanhas realizadas deram valores que indicam a presença de focos muito significativos de poluição orgânica (situação anormal). No Local 2, os valores de CBO_5 encontram-se compreendidos em três classes 2, 3 e 4, variando de uma situação duvidosa a anormal, com exceção do mês de Março (primavera) em que o valor registado se encontra compreendido na classe 2 (aceitável).

Tendo em conta a tabela de classificação dos cursos de água superficiais, de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos normalizada pelo INAG (2006) (Anexo I; Tabela I). O Local 1 obteve de maneira geral, os valores de CBO_5 das três campanhas dentro dos limites das águas das classes D e E, correspondendo a cursos de água de qualidade má e muito má, respectivamente. Relativamente ao Local 2 os valores obtidos

nas quatro campanhas foram muito diferentes, sendo que o pior valor foi obtido no Outono onde a qualidade da água foi de muito má, tendo ocorrido uma melhoria nas duas campanhas seguintes chegando mesmo a qualidade boa e excelente, respectivamente.

Os valores de CBO_5 obtidos nos locais de amostragem ultrapassam o limite máximo (80% das amostras $\leq 6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) proposto para se atingir o “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Sul (Anexo I; Tabela II), denunciando níveis de poluição orgânica elevados.

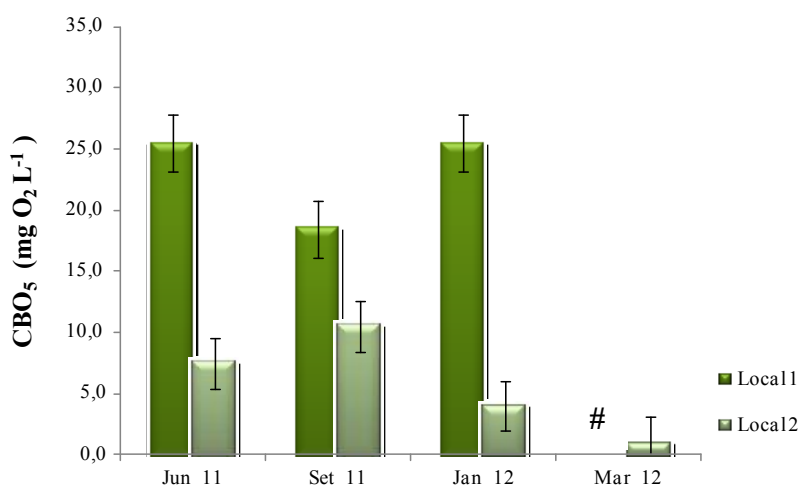


Figura 3.11 – Variação do parâmetro de Carência bioquímica de oxigênio ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) (média \pm desvio padrão; $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. #: em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque o rio estava seco.

3.1.4.2. Carência Química de Oxigênio

A carência química de oxigênio (CQO) define-se como a quantidade de matéria oxidável nas condições a seguir referidas e equivalente, em termos de oxigênio, à quantidade que deste gás se consumiria a longo prazo para provocar tais oxidações, ou seja, é o consumo de oxigênio por microrganismos aeróbios, a 20°C e durante cinco dias, permitindo avaliar a concentração de matéria orgânica biodegradável na água (Wetzel, 1993). Assim, teoricamente, a carência bioquímica de oxigênio é proporcional à quantidade de matéria orgânica biodegradável e de organismos vivos que asseguram a depuração natural das águas (Nisbet & Verneaux, 1970).

Esta medida corresponde apenas a uma estimativa da matéria orgânica e/ou inorgânica oxidável existente numa água em virtude de poder haver alguns compostos orgânicos que não sejam oxidados nas condições técnicas da análise. Todavia é um dos parâmetros referidos na Lei das Águas (Dec-Lei nº 74/90 de 7 de Março) indicadores do grau de poluição das águas.

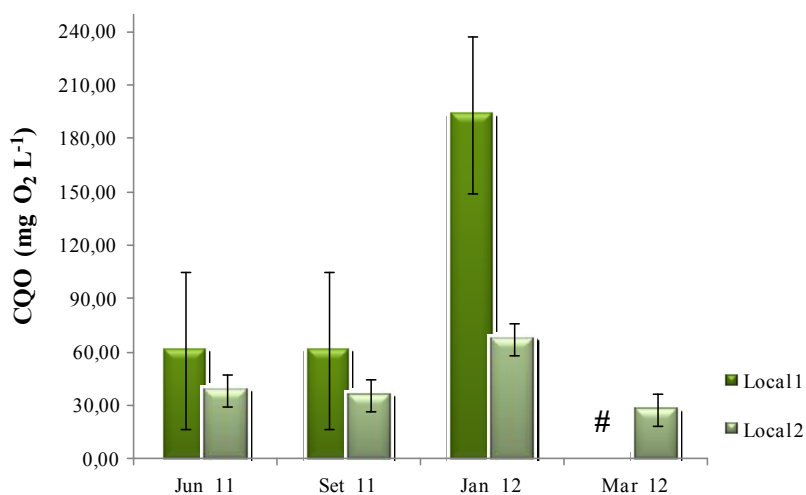


Figura 3.12 – Variação do parâmetro de Carência química de oxigénio ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$) (média \pm desvio padrão; $n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. # em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque estava seco.

Tendo em conta a tabela de classificação dos cursos de água superficiais, de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos normalizada pelo INAG (2006) (Anexo I; Tabela I). O Local 1 obteve de maneira geral, os valores de CQO das três campanhas dentro dos limites das águas das classes D e E, correspondendo a cursos de água de qualidade má e muito má, respectivamente. As principais fontes de poluição antropogénica são os efluentes vindos das vacarias. Relativamente ao Local 2 os valores obtidos nas quatro campanhas foram muito idênticos, sendo que o pior valor foi obtido no inverno onde a qualidade da água foi de má, tendo ocorrido uma melhoria na campanha seguinte e nas duas anteriores chegando mesmo a razoável (Figura 3.12).

Os valores de CQO obtidos nos locais de amostragem ultrapassam o limiar máximo estabelecimento para o “bom” estado ecológico em rios do agrupamento Sul, denunciando níveis de poluição orgânica elevados.

3.1.5. Metais Totais

Na Figura 3.13 estão representados graficamente os valores dos metais totais As, Mn e Fe. As concentrações mais elevadas dos metais avaliados no Local 1 ocorrem no período seco, justificado pelo aumento das condições redutoras e consequente redução dos metais a formas solúveis. Dos três metais só o Mn no mês de Setembro é que não ultrapassou os valores limites legislados. Analisando os valores através da classificação do INAG, o Fe obteve classificações entre o excelente e o razoável, o Mn entre o excelente e o bom e por fim o As que obteve muito má nas duas campanhas.

No Local 2, as concentrações do Fe e do As ultrapassaram os valores limites legislados, já o Mn só ultrapassou os valores limites nas duas campanhas do período quente, nas duas campanhas do período húmido os valores mantiveram-se dentro valor limite recomendado. Analisando os valores através da classificação do INAG, tanto o Fe como o Mn colocam esta água dentro da classe boa e excelente, já o As obteve valores muito elevados colocando assim este ponto na classe de uma água muito má.

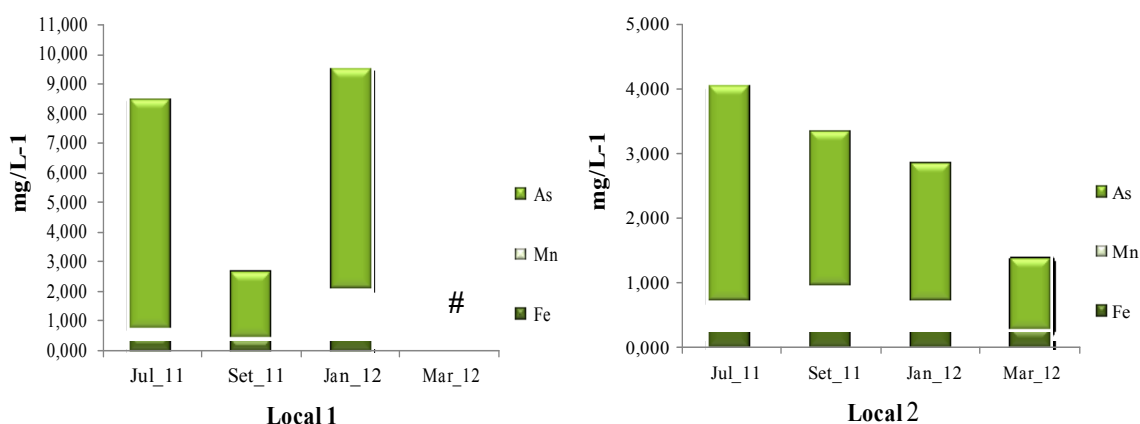


Figura 3.13 - Variação de metais pesados (As, Fe e Mn) (mg L^{-1}) ($\text{média} \pm \text{desvio padrão}; n=3$), em cada ponto de amostragem, no período de estudo. # em Março de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque estava seco.

Foi necessário recorrer a classificação do Nisbet & Verneaux, 1970 porque três dos parâmetros estudados (nitratos, ortofosfatos e cloretos) não teem valores na classificação do INAG (2006). Pela análise da tabela 3.1 verifica-se que em ambos os locais durante o estudo a água apresentou sempre má qualidade. Os parâmetros que apresentaram valores indicativos de má qualidade, em todo o período de estudo, foram os cloretos e o arsénio. De uma forma

geral o Local 1 (nascente) apresentou sempre valores de pior qualidade para os parâmetros analisados.

Tabela 3.1 – Tabela resumo com a classificação do INAG (2006) e de Nisbet & Verneaux, (1970).

Parâmetros	Local 1			Local 2			
	Jun-11	Set-11	Jan-12	Jun-11	Set-11	Jan-12	Mar-12
pH	I	I	I	I	I	I	I
Condutividade	I	I	I	I	I	I	I
Cloretos	V	V	V	V	V	V	V
Azoto Kjeldahl	V	II	V	II	III	II	I
Azoto	V	I	II	I	II	I	I
Nitratos	III	II	I	II	II	II	I
Nitritos	V	V	III	II	III	III	II
Ortofosfatos	V	IV	V	IV	IV	V	III
CBO5	V	IV	V	III	IV	II	I
CQO	IV	IV	V	III	III	IV	III
As	V	V	V	V	V	V	V
Fe	II	I	V	II	II	II	I
Mn	II	I	II	II	II	I	I

I	Excelente
II	Bom
III	Razoável
IV	Mediocre
V	Má

Relativamente aos parâmetros físico-químicos, verificou-se alguma variabilidade sazonal entre as amostras correspondentes aos meses mais quentes e secos de verão (caracterizadas por valores mais elevados de amónia e ortofosfatos) e as correspondentes aos meses mais frios e chuvosos de inverno (caracterizadas por maiores valores de condutividade) resultados concordantes com outros estudos realizados em águas superficiais do Alentejo (Palma *et al.*, 2010a)

3.1.6. Pesticidas

O destino dos pesticidas, após alcançarem o solo ou a água, depende das suas características químicas e físicas e da susceptibilidade para várias transformações e processos de transporte (Hamilton e Crossley, 2004; Berger, 1998).

Na **Erro! A origem da referência não foi encontrada.** 3.14 e na Figura 3.15 encontram-se representados os valores quantificados de pesticidas na linha do Brejo do Cagarrão durante o período de estudo. Pela análise das Figuras, os herbicidas foram a classe de pesticidas detectada em maior quantidade na linha de água, resultados similares foram registados por outros autores em estudos desenvolvidos em linhas de água do alentejo com forte influência agrícola (Palma, 2009). Em termos temporais no período seco observaram-se concentrações mais elevadas destes poluentes do que no período húmido, resultados similares foram descritos por outros autores em várias linhas de água com forte influencia agrícola e do clima mediterrânico (Quintana *et al.*, 2001; Cerejeira *et al.*, 2003; Carabias-Martinez *et al.*, 2003; Palma, *et al* 2009).

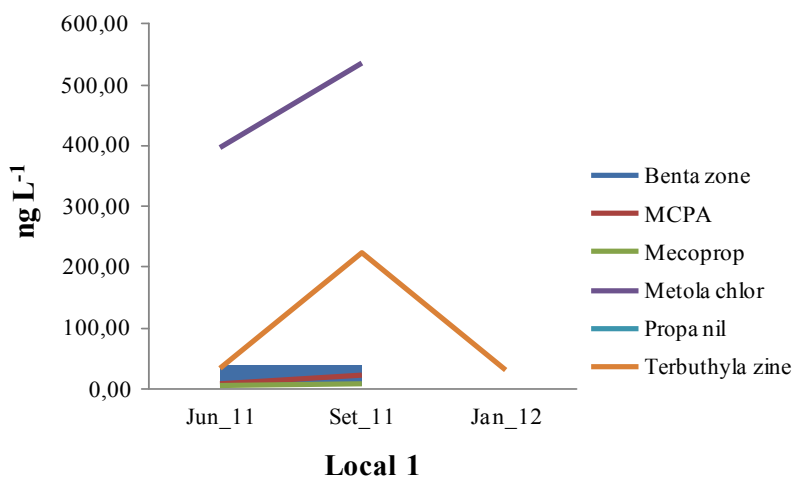


Figura 3.14 - Variação de pesticidas (ng L⁻¹) no Local 1. Em Março de 2012 não houve recolha de água, porque estava seco.

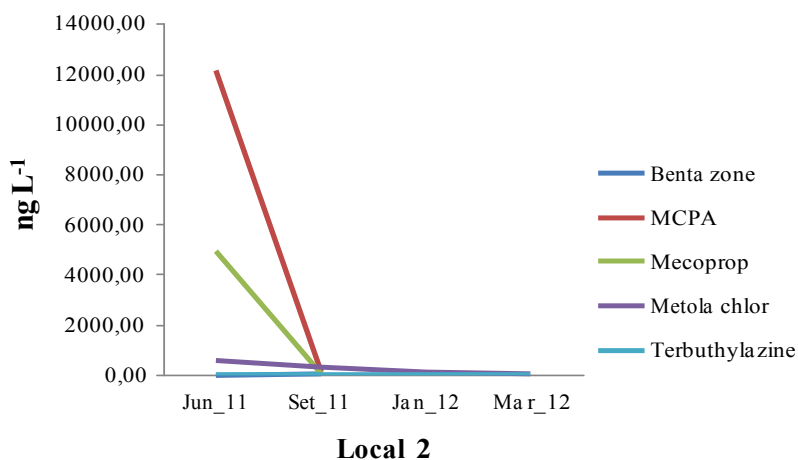


Figura 3.15 - Variação de pesticidas (ng L⁻¹) no Local 2.

Os valores mais elevados de pesticidas foram detectados Jusante da linha de água e podem ser resultado da aplicação de fitossanitários nas culturas agrícolas nas áreas adjacentes, nomeadamente, milho de regadio, relva e hortícolas. Os fitofármacos mais frequentemente detectados foram o metolacoloro e a terbutilazina. Pela análise da Figura 3.15 que o MCPA e o mecoprop foram os herbicidas detectados em maior concentração, no Local 2, durante o período de estudo (Junho; 12172,06 ng L⁻¹ e 4945,69 ng L⁻¹). As concentrações mais baixas destes pesticidas foram quantificadas no Local 1 também no mês de Junho (8,54 ng L⁻¹ e 5,01 ng L⁻¹). Estes dois herbicidas só foram detectados no verão e no outono em ambos os locais, isto poderá ter a ver com o período em que são aplicados nas culturas. Estes herbicidas mostraram um perfil sazonal distinto e relacionado com a sua aplicação nos campos, resultados que são concordantes com outros estudos (Aguilar *et al.*, 1999; Almeida Azevedo *et al.*, 2000; Lacorte *et al.*, 2001; Cerejeira *et al.*, 2003; Rodrigues-Moraz *et al.*, 2004; Tauler *et al.*, 2004; Palma *et al.*, 2009). Já o metolacoloro e a terbutilazina foram os pesticidas que apareceram, em todas as amostragens, em ambos os locais. Ambos são herbicidas que são usados para controlar gramíneas o que poderá estar relacionado com a cultura de relva e de hortícolas realizadas durante todo o ano (Pretty, 2005; Baird, 2002). Os pesticidas diazinão, diurão e propanil foram quantificados pontualmente em concentrações baixas. No que respeita às concentrações dos fitofármacos, 2,4-D, alacloro, atrazina, CFP, clortolurão, cianazina, DEA, DIA, dimetoato, fenitrotião, FOX, isoproturão, linurão, malatião, molinato, MOX, propanil e simazina, estiveram sempre abaixo do limite de detecção durante o período de amostragem.

3.1.7. Parâmetros biológicos

3.1.7.1. Comunidade de Macroinvertebrados Bentônicos

3.1.7.1.1. Percentagem dos Principais Grupos Taxonômicos

As amostragens de macroinvertebrados permitiram registrar um total de 1610 indivíduos da comunidade de macroinvertebrados bentônicos pertencentes a sete principais grupos taxonômicos (*Coleóptera*, *Odonata*, *Gastrópode*, *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Heteroptera* e *Díptera*). As Figuras 3.16 e 3.17 representam as variações espaço-temporal da percentagem dos principais grupos taxonômicos encontrados nos dois locais de amostragem nas estações de verão, outono, inverno e primavera.

Pela análise das Figura 3.16 e 3.17, verifica-se que dos grupos taxonômicos mais tolerantes, nomeadamente a classe *Oligochaeta* e a Ordem *Diptera*, apenas esteve presente a Ordem *Diptera* em ambos os locais de amostragem, sendo a classe dominante no Local 1, já no Local 2 a classe que dominou foi a *Ephemeroptera*. A família *Chironomidae* são extremamente tolerantes à baixa concentração de oxigénio e ocorrem em massas de água fortemente poluídas (Neddeau *et al.*, 2003).

O aumento dos impactos antropogénicos induz a diminuição do estado ecológico dos ecossistemas, implicando o desenvolvimento de espécies tolerantes (Brown, 2005; Novotny *et al.*, 2005) e a perda progressiva de taxa intolerantes (Newman & Medmenham, 1992). Alguns indivíduos da família *Chironomidae* encontrados nos locais de amostragem (tribo Chironomini), possuem particularidades (como a presença de um pigmento respiratório - a hemoglobina) que lhes permite a sobrevivência em meios muito pouco oxigenados e com grau de poluição elevado (Jesus & Formigo, 2000). Assim, é compreensível que em locais com qualidade do meio inferior se encontrem predominantemente organismos com maior capacidade de adaptação, em detrimento daqueles mais sensíveis, nomeadamente organismos das ordens *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera*. A intolerância destas ordens à poluição é conhecida e, em geral, associada à exigência e altos níveis de oxigenação da água (Merritt & Cummins, 1996).

Como era esperado no inverno não foram encontrados *Gastropoda* em nenhum dos locais de amostragem, o que poderá ter sido devido à menor abundância de macrófitos, voltando a estar presentes na primavera no Local 2, já que no Local 1 não foi possível fazer a

análise neste período. Os gasterópodes pulmonados estão relacionados com águas de muito fraca qualidade (baixo teor de O₂ dissolvido e dominância de lodo) (Hilsenhoff, 1987; Lenat, 1993) e o seu principal habitat são as folhas de macrófitas (Jesus, 2001).

No inverno, subsistem apenas os organismos que possuem características comportamentais ou anatômicas que lhes permitem resistir ao arrastamento, por possuírem estruturas de fixação ao substrato ou viverem enterrados nele, como é o caso dos *Chironominae*, indivíduos com uma valência ecológica menor. Nesta estação do ano relativamente ao outono, verificou-se o não aparecimento de Odonata no Local 2 e o aparecimento de *Plecoptera* maioritariamente pertencentes à família *Leuctridae*. Os Odonata vivem exclusivamente ou preferencialmente em zonas de águas paradas. Foram vários os fatores que determinaram o não aparecimento da classe *Odonata*; podemos destacar a temperatura de superfície da água (Mathavan, 1990), a biomassa de macrófitos (Mormul *et al.*, 2006) e a pluviosidade (Ferreira-Peruquetti & Fonseca-Gessner, 2003). Também os *Ephemeroptera* aparecem frequentemente associados às macrófitas, possibilitando a sua sobrevivência em habitats poluídos (Mouton, 1982; Ross *et al.*, 1982). Relativamente ao Local 1 no outono e no verão, os organismos predominantes foram os da família *Chironominae*.

Os Diptera são o grupo mais importante de insetos aquáticos com morfogénese completa e são frequentemente dominantes das comunidades de macroinvertebrados bentónicos em muitos ecossistemas aquáticos (Wetzel, 1993). A família *Chironominae*, foi a mais abundante e também a única família desta ordem que foi detectada. Os insetos da família *Chironominae*, são importantes componentes da comunidade bentónica de sistemas lóticos e lênticos, colonizando uma ampla variedade de biótopos e vivendo nas mais diversas condições ambientais (Wetzel, 1993). Estes organismos possuem diversos mecanismos de alimentação como tipos de substratos que ingerem pelo que não são muito seletivos no que diz respeito aos seus hábitos alimentares (Wetzel, 1993). Os *Chironominae*, encontrados nos locais de amostragem pertencem à subfamília *Chironominae*, vivem nos sedimentos finos (Jesus, 2001). No entanto, foram também encontrados nos locais de amostragem cuja granulometria predominante não se encontra dentro da gama dos sedimentos finos, em ambos os locais.

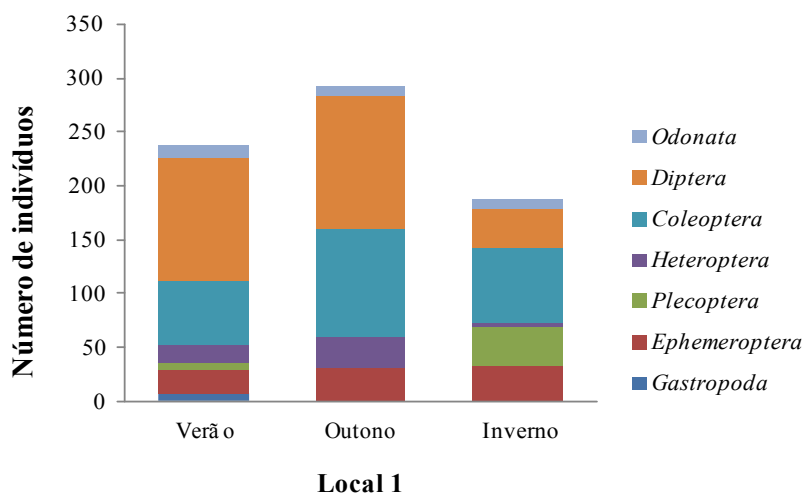


Figura 3.16 – Variação espaço-temporal da percentagem dos principais grupos taxonômicos no Local 1 . Em Abril de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque estava seco.

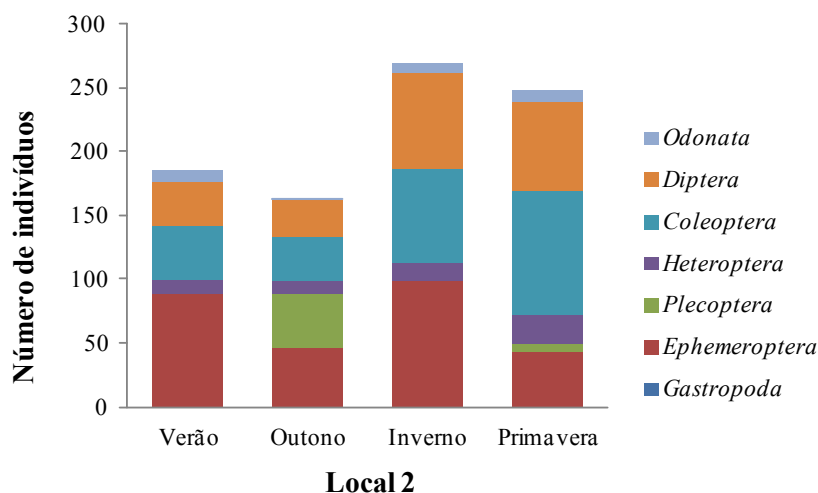


Figura 3.17 – Variação espaço-temporal da percentagem dos principais grupos taxonômicos no Local 2.

3.1.7.1.2. Percentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera

A EPT (%) consiste na agregação do número de taxa de *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera* e o que a sua abundância representa em relação à fauna total encontrada nos locais de amostragem. Indivíduos destas ordens (de insetos aquáticos), devido à sua sensibilidade às perturbações dos seus habitats, são utilizados para avaliar impactes na qualidade da água de ecossistemas aquáticos de ações antropogénicas como, por exemplo, lançamentos de esgotos em cursos de água (Ferreira *et al.*, 2008).

Através da análise da Figura 3.16, verifica-se que os valores da % EPT obtidos foram razoáveis. No verão, foi no Local 2 onde se verificou o valor mais alto da % EPT (33.33%), enquanto que no Local 1 ficou nos 25% de EPT. No outono, a maior % EPT (45,45 %) foi obtida no Local 2, enquanto no Local 1 ficou nos 14.29 % de EPT. No inverno, foi a única época em que o Local 2 obteve uma percentagem menor que o Local 1, apresentou % EPT de 16.67% contra os 30% obtidos no Local 1. Relativamente à primavera o Local 2 obteve % EPT (40%). Assim, no verão e no outono foram as duas épocas onde se obteve uma maior % EPT, provavelmente por apresentar um menor caudal, oferecendo mais refúgios aos indivíduos pertencentes a estas ordens.

Neste estudo, a % EPT dependeu principalmente dos organismos pertencentes à ordem *Ephemeroptera*, seguindo um padrão de variação espaço-temporal muito semelhante à da % *Ephemeroptera* (Figura 3.18).

A maioria dos estudos que relacionam a variação da integridade ambiental com a distribuição de organismos da macrofauna demonstra que a ordem *Trichoptera* aparece associada a áreas pouco perturbadas (diminuta ação antropogénica), integrando uma comunidade intolerante/pouco tolerante à poluição (Metcalf, 1989; Barbour *et al.*, 1999). No presente estudo, esta ordem não foi detectada nenhuma vez .

No caso dos insetos aquáticos em ambientes lóticos, o aumento do caudal no período chuvoso pode provocar o aumento do arrastamento dos organismos diminuindo a abundância dos mesmos.

A ordem *Plecoptera* é considerada um dos melhores indicadores biológicos de poluição orgânica pois é extremamente sensível à redução da concentração de oxigénio dissolvido e ao aumento da turbidez da água associada com a presença de resíduos orgânicos (Williams & Feltmate, 1992). Em ambos os locais de amostragem foram encontrados indivíduos pertencentes a esta ordem e, para muitos pesquisadores (Hilsenhoff, 1987; Lenat, 1993a) sua ausência é um indicador confiável de comprometimento da qualidade da água. O que acaba por ser uma contradição comparando com outros resultados obtidos noutros métodos.

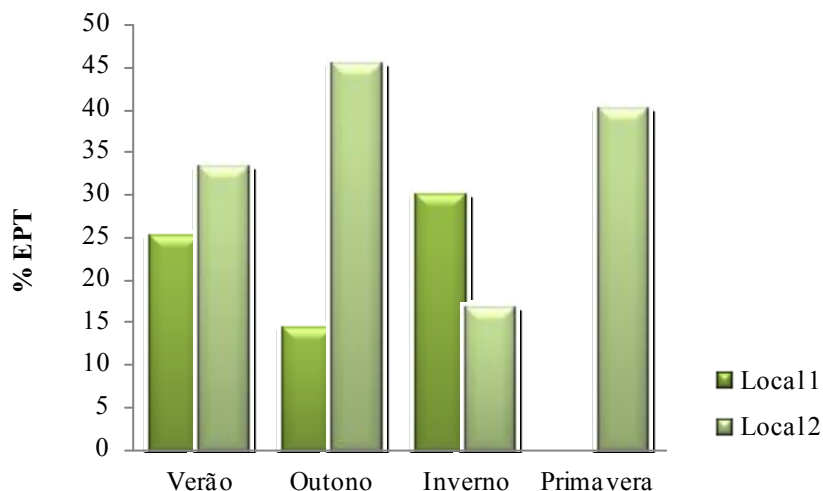


Figura 3.18 – Variação espaço-temporal da percentagem *Ephemeroptera*, *Plecoptera* e *Trichoptera* (% EPT).

3.1.7.1.1. Índices Bióticos

De salientar que, quando se avalia a qualidade das águas através da composição e estrutura das comunidades de organismos, obtém-se a “qualidade biológica” e esta reflete se as características do meio apresentam boa qualidade biológica para o desenvolvimento das comunidades de organismos que lhes são próprias (Alba-Tercedor, 1996).

Os resultados obtidos com os índices bióticos (Figuras 3.19) denunciaram que os locais de amostragem se encontram com qualidade biológica fortemente poluída a ligeiramente poluída.

Os valores dos índices bióticos (Figura 3.20) diminuíram do Outono para o inverno e aumentaram na primavera, indiciando a existência de uma variação temporal.

No verão, o valor obtido com o IBB (Figura 3.19) no Local 1 correspondeu a uma classificação de água não poluída (classe I), enquanto no Local 2 o valor obtido coloca a água na classe III, (água moderadamente contaminada). Os valores obtidos com o índice IBMWP (Figura 3.20), nos dois locais na mesma estação do ano, só não mantiveram a mesma classificação que a obtida com o IBB, o Local 1 passando de uma água não poluída para uma água ligeiramente poluída.

No outono, tanto os valores obtidos com o índice de diversidade (Figura 3.19) como os valores dos índices bióticos, (Figura 3.20) diminuíram no Local 1, passando de uma água

moderadamente poluída para uma água contaminada, esta diminuição terá refletido na diversidade de macroinvertebrados bentônicos. No Local 2 ocorreu um aumento da qualidade da água em ambos os índices passando para uma água ligeiramente poluída.

No entanto, no inverno observou-se mais uma descida no Local 1 em ambos os índices sendo que o IBB deu melhor classificação do que o IBMWP, assim a qualidade da água passou de ligeiramente poluída para moderadamente poluída. Por outro lado o Local 2 registou uma menor qualidade biológica da água ,nesta época, do que a que foi obtida no Local 1, tendo sido obtidos valores de IBB que colocam a água na classe III, já o IBMWP coloca a água na classe IV (Anexo I, Tabela VII).

Na primavera observou-se um aumento da diversidade no Local 2, relativamente ao inverno, tendo ocorrido uma melhoria da qualidade da água em ambos os índices sendo que mais uma vez o índice IBB foi o que deu melhor resultado. De acordo com o índice IBMWP, ambos os locais de amostragem foram classificados como águas que variaram entre as ligeiramente contaminadas às moderadamente contaminadas (classe II - IV). Como o índice IBMWP atribui uma determinada pontuação a cada família encontrada no Local de estudo, se o número de famílias diminuïrem (especialmente aquelas às quais são atribuídas valores mais elevados), consequentemente, o valor obtido para a qualidade da água é inferior, tal como se verificou no Local 2 no inverno e no Local 1 no outono.

A época que obteve melhor IBB, foi o verão no Local 1 correspondendo a águas sem poluição, já o Local a jusante obteve na mesma época uma classificação de uma água moderadamente contaminada (classe III).

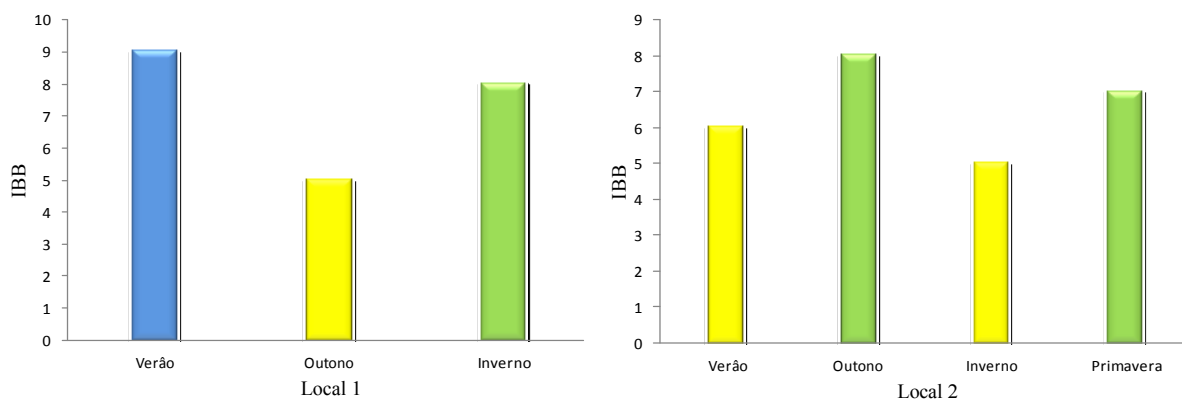


Figura 3.19 – Variação espaço-temporal da qualidade biológica da água, de acordo com o A) Índice Biótico Belga (IBB) e com as cores associadas às classes de qualidade.

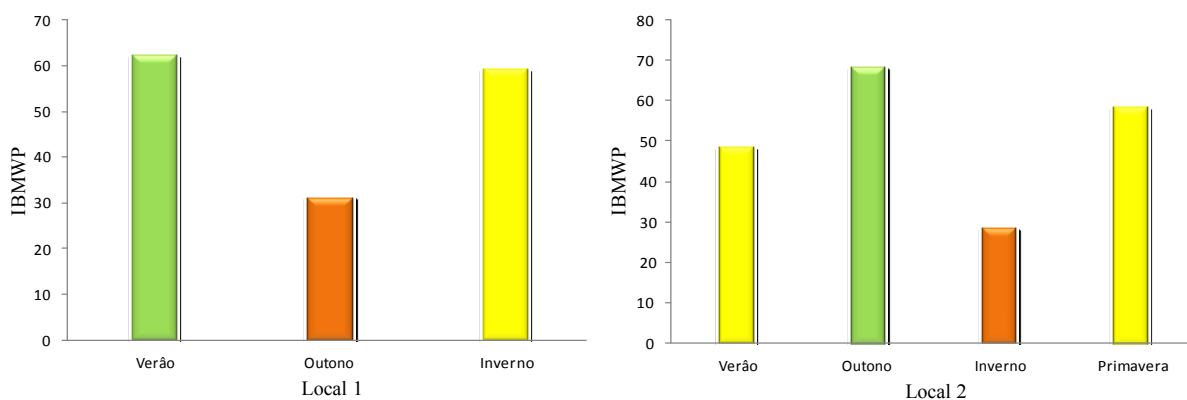


Figura 3.20 – Variação espaço-temporal da qualidade biológica da água, de acordo com o B)Índice Iberian Biological Monitoring Working Party (IBMWP), com as cores associadas às classes de qualidade.

3.1.7.1.1. Índices Portugêses de Invertebrados do Sul

Na Figura 3.21, está representada a variação espacial e temporal do Índice Português de Invertebrados do Sul (IPTI_S), adotado pela DQA, para a avaliação da qualidade da água dos rios do Sul de Portugal, para o elemento biológico invertebrados bentónicos. Os valores obtidos para o Índice Português de Invertebrados do Sul (Figura 3.21) foram baixos variando o estado ecológico, dos locais em estudo, de “mediocre” a “bom”.

Assim, ao contrário do observado para os parâmetros físico-químicos, em nenhuma época se verificou a presença de valores correspondentes ao “bom” estado ecológico no Local 1. Os valores encontrados nos locais 1 e 2 no outono e verão, estão dentro dos valores limite para o estabelecimento do “razoável” estado ecológico. No inverno, verificou-se que ambos os locais se encontravam em “mediocre” estado ecológico; na primavera, observou-se uma melhoria do estado ecológico no Local 2 para estado “bom”.

Os valores obtidos com a aplicação do índice IPTI_S seguiram um padrão de variação espaço-temporal muito diferente dos valores obtidos pelo índice IBMWP. Deveria haver uma semelhança entre os dois índices uma vez que ao facto de o índice IBMWP ser uma das métricas que integram o IPTI_S, o IBMWP deveria ter influenciado mais no resultado do IPTI_S que os índices de diversidade e equitabilidade, uma vez que estes também são métricas que integram o índice IPTI_S.

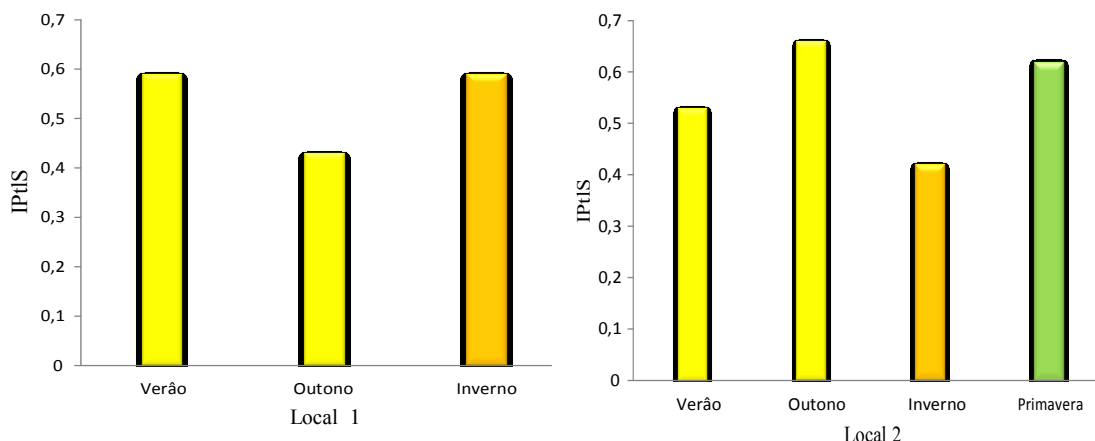


Figura 3.21 – Variação espaço-temporal do Índice Português de Invertebrados do Sul (IPTIS), com as cores correspondentes às classes de qualidade.

Em 200-2005 foi realizado pela Universidade Trás - os - Montes e Alto Douro, uma análise ao Estado Ecológico das massas de água nos rios portugueses, neste estudo foram estudados os macroinvertebrados, sendo que foi calculado as métricas, os respectivos pesos para o cálculo dos índices, sendo o nível de identificação a família. A partir dos índices determinados para cada comunidade nos diversos locais foram determinadas as medianas dos valores de referência e as fronteiras em Rácios de Qualidade Ecológica (EQR) para cada tipo, os quais resultam da divisão de cada valor pela mediana das referências. Se diferentes comunidades apresentavam num Local classes distintas optou-se pela de pior qualidade; apenas quando todos os elementos biológicos se encontravam na classe superior (excelente) a mesma era confrontada com a hidromorfologia. Como se pode verificar as classes intermédias apresentam-se claramente dominantes. Não se pode de modo algum assumir como sendo esta a situação no território nacional dado que a amostragem foi enviesada no sentido do primeiro ano de monitorização privilegiar os troços menos perturbados, além de que se trata ainda duma classificação meramente experimental que terá ainda de ser conjugada com a qualidade da água. Assim, para que Portugal possa cumprir com a “boa qualidade ecológica” em 2015 terá de implementar rapidamente mecanismos que assegurem a requalificação duma parte significativa da sua rede hidrográfica e/ou reduza as pressões incidentes. Este é um aspeto indissociável dos novos Planos de Gestão das Bacias Hidrográficas.

3.1.7.2. Fitoplâncton

As elevadas quantidades de fitoplâncton quer no verão quer no outono devem-se essencialmente às temperaturas elevadas, à forte luminosidade e às pequenas velocidades do fluxo da linha de água, que se fizeram sentir durante o período de estudo. Outro fator importante é a elevada carga de nutrientes, sob a forma azotada e fosfatada, que contribui em grande parte para o aparecimento de densidades elevadas de cianobactérias, no caso de estudo isso não foi notório. Das sete campanhas realizadas foi o Local 2 no mês de Setembro o único que apresentou valores de cianobactérias superiores ao que é estipulado na DQA ($<2000 \text{ cél mL}^{-1}$).

O aparecimento de algumas espécies de fitoplâncton é considerado como um sinal evidente de eutrofização, sendo o eventual desenvolvimento descontrolado de alguns organismos fitoplantónicos (cianobactérias), um perigo acrescido para qualidade de águas dos rios e lagos (Carvalho *et al*, 2007). Dentro dos grupos fito plantónicos, as cianobactérias e os dinoflagelados têm a capacidade de produzir toxinas.

Analisando os dados obtidos na Figura 3.22 e 3.23 em ambos os locais pode-se constatar que na época do verão, a amostra do Local 1 foi dominada por clorofíceas e diatomáceas. As cianobactérias, presentes nesta amostra, são potencialmente tóxicas. Já a água do Local 2 foi dominada por cianobactérias, clorofíceas e diatomáceas. As cianobactérias da ordem *Oscillatoriales*, presentes nesta amostra, são potencialmente produtoras de toxinas.

No entanto no outono o Local 1 obteve uma amostra dominada por cianobactérias, clorofíceas e diatomáceas. As cianobactérias das ordens *Oscillatoriales* e *Nostocales* presentes nesta amostra são potencialmente produtoras de toxinas. Já o Local 2 obteve uma amostra dominada por cianobactérias. As cianobactérias da ordem *Oscillatoriales*, presentes nesta amostra, são potencialmente produtoras de toxinas.

No inverno o Local 1 foi dominado por criptofíceas. As cianobactérias da ordem *Nostocales*, presentes nesta amostra, são potencialmente produtoras de toxinas. Já o Local 2 foi dominado por cianobactérias. As cianobactérias das ordens *Nostocales* e *Oscillatoriales*, presentes nesta amostra, são potencialmente produtoras de toxinas. Por fim foi na época da

primavera que o Local 2 obteve a amostra muito limpa, dominada por diatomácias *Pennales*. A densidade fitoplanctónica foi muito baixa.

No Local 1 a época que apresentou maior densidade foi no verão com um total de 5153 cél mL⁻¹, enquanto que no Local 2 a época que obteve o maior valor foi o outono com 2990 cél mL⁻¹ ao contrário do Local 1 que obteve o menor valor no outono.

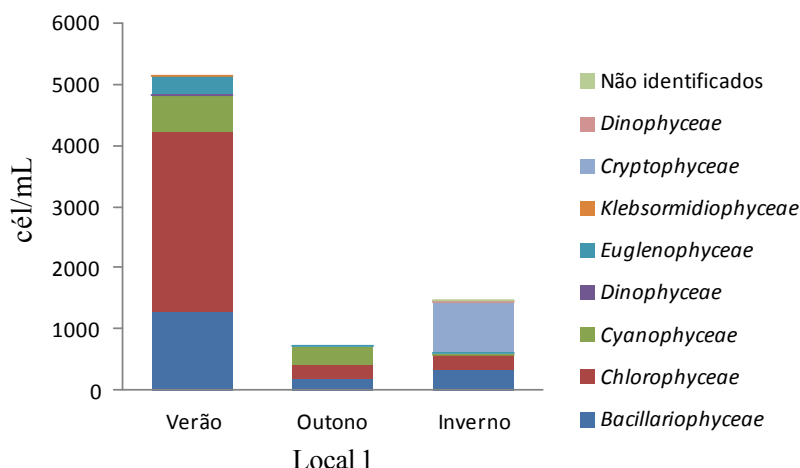


Figura 3.22 – Variação espaço-temporal fitoplanctônica (cél mL⁻¹) dos principais grupos taxonômicos no Local 1. Em Abril de 2012 não houve recolha de água no Local 1 porque estava seco.

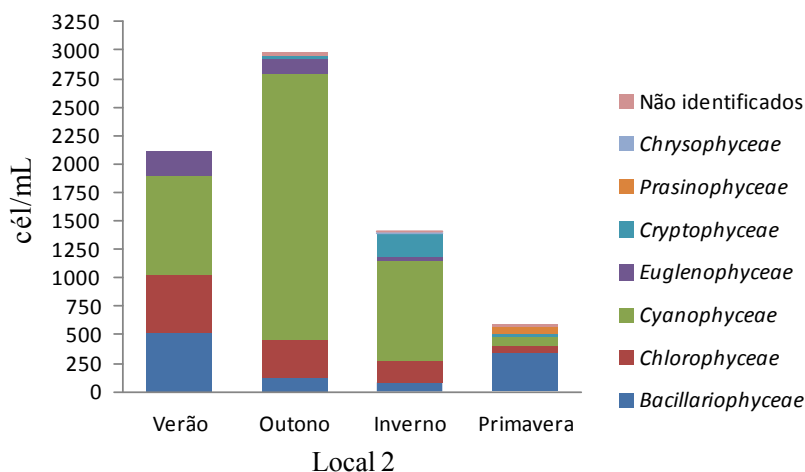
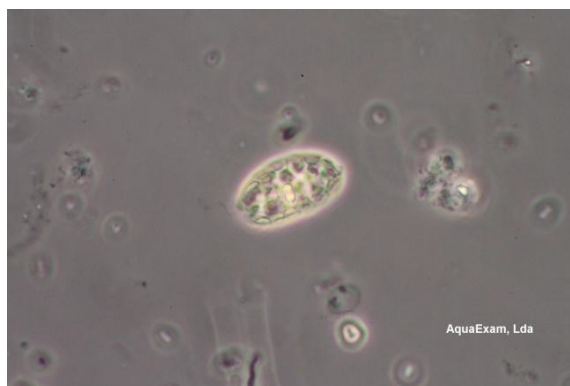


Figura 3.23 – Variação espaço-temporal fitoplanctônica (cél mL⁻¹) dos principais grupos taxonômicos no Local 2.

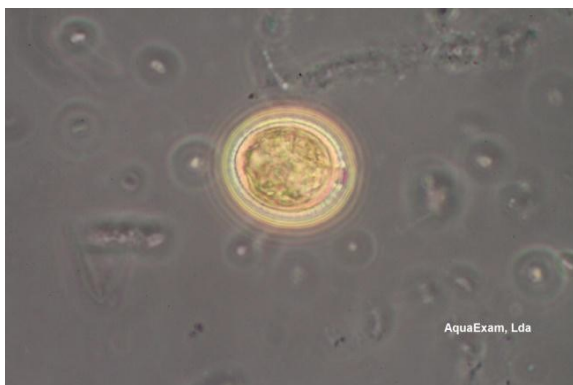
A Figura 3.24, mostra algumas das imagens do plâncton analisado nas diversas amostras.



Chlorophyceae (Scenedesmus)



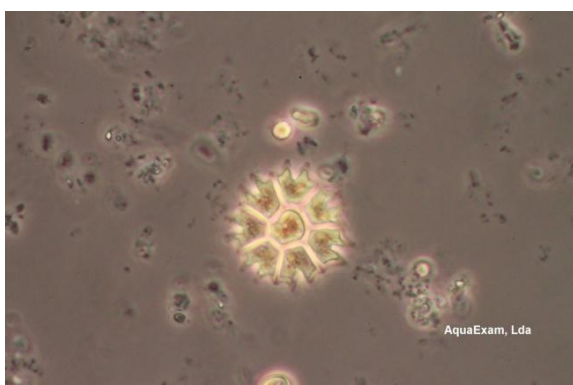
Cryptophyceae



Euglenophyceae (Trachelomonas)



Bacillariophyceae (diatomácea Pennales)



Chlorophyceae (Pediastrum)



Bacillariophyceae (diatomácea Centrales)

Figura 3.24 – Algumas das espécies de plâncton analisados nas diversas amostras.

3.1.8. Ensaios ecotoxicológicos

3.1.8.1. Teste Agudo com *Vibrio fischeri*

Os resultados dos ensaios agudos com o *V. fischeri* mostraram que a bactéria só detectou toxicidade no mês de Janeiro no Local 1 (30 min. $EC_{20} = 11.56 \%$ (Janeiro de 2012)), nas restantes campanhas não foi detectado nenhuma toxicidade.. Estes resultados são concordantes com estudos realizados *V. fischeri* realizados em águas superficiais no alentejo, que indicam que esta espécie é mais sensível a amostra provenientes do período húmido (Palma, 2009; Palma *et al.*, 2010b)

3.1.8.2. Teste Agudo com *Daphnia magna* e Teste agudo com *Thamnocephalus platyurus*

Os ensaios agudos com crustáceos não identificaram qualquer amostra tóxica resultados semelhantes para o crustáceo *D. magna* tem disso obtidos por outros autores em estudos de águas superficiais com forte influencia do clima mediterrâneo (Palma *et al.*, 2010). Ambos os consumidores primários pode estar relacionada com o grupo de pesticidas, herbicidas, maioritariamente identificados na linha de água em estudo. Pois o mecanismos de ação pelo qual atuam baseia-se na inibição do transporte de eletrões na fotossíntese e na inibição da divisão celular, processos bioquímicos presentes nas plantas e não nos crustáceos, Palma *et al.* (2008). Comparando estes resultados com outros trabalhos realizados em rios do Norte, por exemplo no rio Sabor ou no rio Ferreira (Marques, 2009).

3.1.8.3. Teste Crónico com *Daphnia magna*

O ensaio de reprodução com o crustáceo *D. magna* indica que a exposição desta espécie à água dos dois locais, durante 21 dias, promove uma diminuição na reprodução do crustáceo, traduzida pela diminuição significativo do n.º de juvenis por dáfnia, nas concentrações mais altas (75% e 100%) em comparação com o controlo (ASTM) nos meses de Junho e Setembro de 2011 em ambos os locais e no mês de Março de 2012 apenas no Local 2.

Em Junho de 2011 os valores obtidos na amostra do Local 1 revelaram que neste mês a água neste Local foi mais tóxica do que no Local 2. Em relação ao mês de Setembro em ambos os locais ocorreu uma diminuição do número de juvenis, no entanto entre os dois

locais o Local 2 é o menos tóxico. Já no mês de Janeiro de 2012 o Local 2 apresentou uma toxicidade superior ao Local 1. A diminuição da reprodução foi mais evidente no período seco, o mesmo aconteceu em estudos conduzidos em águas superficiais da região do alentejo, nomeadamente na albufeira do Alqueva (Palma *et al.*, 2010b) e no rio Sabor (Marques, 2009) em que a maior toxicidade das amostras ocorreu no período seco provavelmente por estar relacionada com as quantidades de herbicidas .

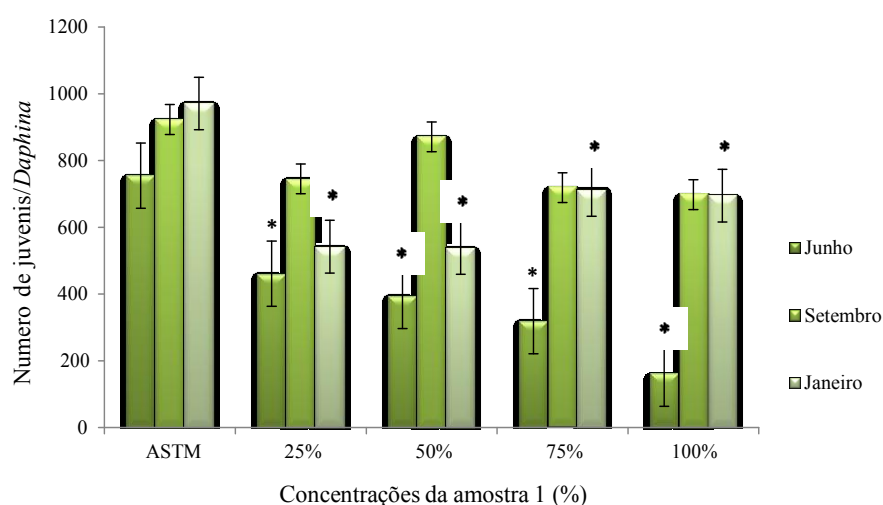


Figura 3.25 – Número de juvenis produzidos por *D. magna* exposta durante 21 dias a crescentes concentrações de água do Local 1, recolhidas em Junho e Setembro de 2011 e Janeiro de 2012 na Linha de água do Brejo do Cagarrão (média \pm desvio padrão; n=3). O ASTM foi usado como controlo negativo. * Diferença significativa em relação ao controlo (Teste de *Dunnett's*, $p < 0,05$).

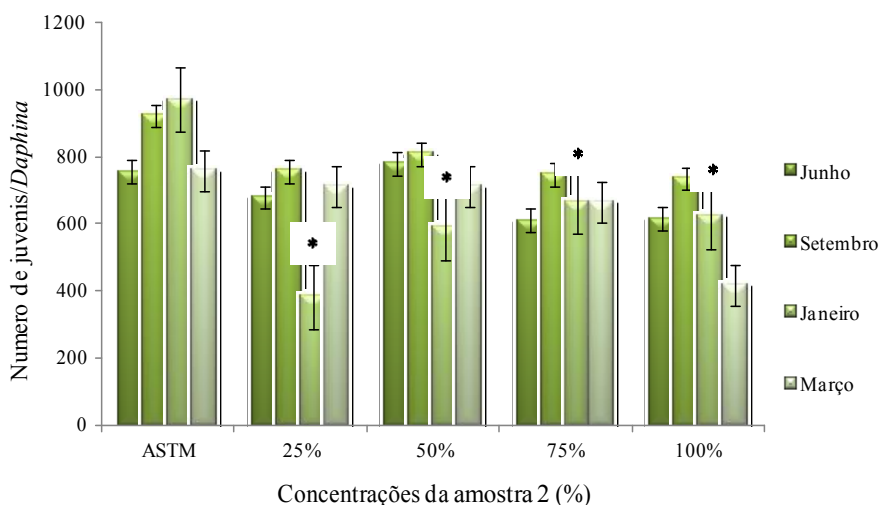


Figura 3.26 – Número de juvenis produzidos por *D. magna* exposta durante 21 dias a crescentes concentrações de água do Local 2, recolhidas em Junho e Setembro de 2011 e Janeiro e Março de 2012 na Linha de água do Brejo do Cagarrão (média \pm desvio padrão; $n=3$). O ASTM foi usado como controlo negativo. * Diferença significativa em relação ao controlo (Teste de *Dunnnett's*, $p<0,05$).

A frequência de mudança de carapaça foi observada diariamente e não se registaram diferenças significativas entre as várias concentrações testadas de cada amostra, durante os 21 dias de exposição no Local 2 à exceção do mês de Janeiro onde ocorreu uma diminuição do número de juvenis por *Daphnia*, comparativamente com o controlo ($p<0,05$) (Fig.3.26). Relativamente ao Local 1 a diminuição da reprodução ocorreu tanto no período seco como no húmido. Tanto no mês de Junho como no mês de Janeiro a amostra promoveu uma diminuição do número de juvenis por *Daphnia*, comparativamente com o controlo ($p<0,05$) (Figura 3.25), só na campanha de Setembro é que não ocorreu diferenças significativas (Källqvist e Svenson, 2003; Mucha *et al.*, 2003).

O organismo *D. magna* apresentou estímulos tanto na amostra do Local 1 do mês de Setembro, como na amostra do mês de Junho, Setembro e Março do Local 2. Isto pode ser devido à presença de partículas nutritivas dissolvidas e algas, abundantes em locais eutrofizados.

4. Conclusão

A elaboração deste trabalho permitiu obter algumas conclusões no que diz respeito à qualidade ecológica da linha de água do Brejo do Cagarrão no concelho de Odemira.

Os locais de estudo estão sujeitos a alterações dramáticas do uso do solo e cobertura vegetal, encontrando-se as conexões entre os elementos bióticos e abióticos naturais desfeitas, sobretudo no Local a montante.

No que respeita à vegetação ribeirinha, em todos os locais de amostragem verificou-se a ocorrência de macrófitos aquáticos exóticos.

Do ponto de vista da qualidade físico-química da linha de água do Brejo do Cagarrão, verificaram-se níveis de poluição orgânica elevados (denunciados pela elevada carência bioquímica de oxigénio e elevadas concentrações de azoto amoniacal, nitritos e ortofosfatos), criando situações de eutrofização do meio, com a consequente perda da qualidade da água, sobretudo no Verão.

Verificou-se alguma variabilidade química entre as amostras correspondentes aos meses mais quentes e secos de verão (caracterizadas por valores mais elevados de amónia e ortofosfatos) e as correspondentes aos meses mais frios e chuvosos de inverno (caracterizadas por maiores valores de condutividade).

No sentido de se obterem dados mais realistas acerca da variação espacial e temporal dos parâmetros físico-químicos, sugere-se a realização de mais do que uma amostra por local e mês de amostragem, de forma a se poder comparar a variação em amostras do mesmo local com a variação entre locais e as variações mensais com as variações entre meses, o que não foi possível fazer nesta dissertação por questões de tempo e questões financeiras.

No que respeita, aos metais pesados tanto o Fe como o Mn apresentaram valores abaixo do limite legislado, já o As apresentou valores altos sendo o parâmetro responsável pela muito má qualidade da água do Local 1.

A contaminação por pesticidas ocorreu principalmente a jusante da linha de água e pesa-se que seja resultante da aplicação de fitossanitários nas culturas agrícolas, nomeadamente no milho de regadio, relva e hortícolas.

As principais classes de pesticidas detectados na linha de água foram as terbutilazina, o MCPA, os mecoprop e metolacolor. Tanto o MCPA como o mecoprop mostraram um perfil sazonal distinto e relacionado com a sua aplicação nos campos. Este facto pode indicar que a poluição da água não é persistente e que a degradação destes pesticidas na água pode ser rápida. Pelo contrário, a terbutilazina e o metolacolor, foram detectados durante longos períodos de tempo, o que pode indicar que persistem na massa de água e podem constituir um potencial risco para o ecossistema aquático em estudo.

Alguns pesticidas como o propanil, bentazone, diazinão e diurão apresentaram uma percentagem de deteção muito baixa. Os restantes pesticidas (2.4-D, alacolor, atrazina, CFP, clortolurão, cianazina, DEA, DIA, dimetoato, fenitrotião, FOX, isoproturão, linurão, malatão, molinato, MOX, propanil e simazina), apresentaram concentrações sempre abaixo do limite de deteção.

A análise temporal mostrou que no período húmido, os pesticidas que influenciaram a variabilidade da qualidade da água da linha de água foram a terbutilazina e o metolacolor. No período seco, os pesticidas que mais influenciaram a qualidade da água da linha de água foram o MCPA, o mecoprop e o bentazone. Os valores obtidos mostraram que a região a Jusante da linha de água é a mais poluída por pesticidas. Esta linha não apresenta valores que sejam aceitáveis para se atingir o bom estado químico, visto que só repeita os limites definidos pela norma em dois meses no Local 1, junto à nascente, começando a partir desse ponto a sofrer contaminação proveniente dos campos agrícolas, ao longo da linha de água.

O estudo da comunidade de macroinvertebrados bentónicos indicou que a linha do Brejo do Cagarrão se encontra entre ligeiramente poluídos a muito poluídos, não atingindo o “bom” estado ecológico. Esta conclusão surge, não só da observação dos valores obtidos para os Índices Bióticos e Índice Português de Invertebrados do Sul, mas também através da análise dos valores obtidos com os índices de diversidade e equitabilidade e número de unidades sistemáticas, que foram baixos. Tal facto deve-se tanto ao número de indivíduos existentes por amostra, uma vez que não foi elevado, como à sua distribuição diferencial pelos grupos taxonómicos encontrados. Os resultados da análise da estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentónicos demonstraram que os indivíduos dominantes nos locais de amostragem (*Chironomidae*) têm poucas exigências a nível ambiental e estão perfeitamente adaptados às condições de fluxo de água existentes. Assim, os resultados da análise da

comunidade de macroinvertebrados bentônicos entraram em conformidade com os resultados das análises físico-químicas.

A variação espaço-temporal da comunidade de macroinvertebrados bentônicos revelou um comportamento sazonal em que se verificou um maior número de grupos taxonômicos no verão e inverno, isto relativamente ao Local 1 e no verão, primavera e outono no Local 2. Os nitratos, a CBO₅ e a condutividade, parecem ter sido os parâmetros físico-químicos mais importantes na distribuição temporal dos macroinvertebrados bentônicos. O Local 2 foi o local de amostragem que apresentou pior qualidade ecológica, demonstrada pelos Índices Português de Invertebrados do Sul (IPTIS). A supressão do lançamento de efluentes de origem pecuária neste local assim como a restauração da faixa ripária poderia contribuir, em larga escala, para a recuperação da qualidade dos cursos de água.

Os resultados obtidos do fitoplâncton demonstraram que das sete campanhas realizadas foi o Local 2 no mês de Setembro o único que apresentou valores de cianobactérias superiores ao que é estipulado na DQA (<2000 cél/mL). O aparecimento de algumas espécies de fitoplâncton é considerado como um sinal evidente de eutrofização, sendo o eventual desenvolvimento descontrolado de alguns organismos fito planctônicos (cianobactérias), um perigo acrescido para qualidade de águas dos rios e lagos. Dentro dos grupos fito planctônicos, as cianobactérias e os dinoflagelados têm a capacidade de produzir toxinas. A análise da comunidade de fitoplâncton permitiu concluir que não existem situações de elevada eutrofização do meio.

Os resultados ecotoxicológicos indicaram que a espécie mais sensível em exposições agudas, durante o período do estudo, foi o *V. fischeri*.

No que respeita à exposição crónica, os resultados mostraram que as amostras provenientes do Local 1 forma mais tóxicas para o crescimento populacional do bioindicador utilizado, que as amostras do Local 2, durante o período em estudo.

A toxicidade crónica pode ser consequência do efeito integrado de herbicidas, inseticidas e matéria orgânica, para além de outros tóxicos não identificados. Estes poluentes são originários principalmente das atividades agrícolas e das descargas de efluentes de pecuária.

As respostas aos ensaios crônicos mostraram que especialmente no período seco, algumas das espécies de crustáceos pertencentes ao ecossistema aquático em estudo podem estar em risco. Assim, para reduzir o impacto negativo resultante da contaminação atual da massa de água é necessário a implementação de processos que conduzam à eliminação de substâncias perigosas nas afluições à linha de água do Brejo do Cagarão.

De uma forma global, a análise integrada dos resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos, pesticidas, ecotoxicológicos e para as comunidades bióticas estudadas permitiu concluir que esta linha de água é um curso de água cuja qualidade se encontra relativamente degradada. Os resultados obtidos questionam, na verdade, sobre a possibilidade efetiva de se melhorar a condição ecológica das linhas de água apenas através da restauração física do habitat ao longo do corredor ripário. Torna-se, então, necessário a elaboração de um plano global de gestão que vise a diminuição da poluição pontual e difusa em toda a linha do Brejo do Cagarão, juntamente com a reabilitação das faixas ripárias e a criação de condições de retenção de nutrientes de forma a atingir o “bom” estado ecológico preconizado pela Diretiva-Quadro da Água, isto será igual para todas as outras linhas com as mesmas características que esta e que estão nas mesmas condições (serão mais de 50 em todo o Parque Natural).

No sentido de se obter um maior número de informação sobre a dinâmica espacial e temporal dos parâmetros analisados, sugere-se em futuros estudos, a realização de maior número de amostragens de forma a se poder comparar a variação em amostras do mesmo Local com a variação entre locais e as variações mensais com as variações entre meses.,

Por outro lado, o presente estudo suporta a necessidade da avaliação integrada dos parâmetros realizados para uma melhor compreensão da variabilidade da qualidade da água ao longo da linha de água e da dinâmica do ecossistema aquático associado. Deste modo, os ensaios ecotoxicológicos, em conjunto com a avaliação físico-química, proporcionam uma análise da real ecotoxicidade das substâncias presentes em determinadas espécies-teste. Contudo, dadas as limitações dos ensaios ecotoxicológicos em cenários de poluição orgânica, a avaliação da qualidade da água deve envolver também a componente ecológica, com estudos ao nível da comunidade Local (e.g. macroinvertebrados e fitoplâncton).

Assim de acordo com os resultados obtidos neste estudo sugere-se que sejam implementadas medidas de reabilitação da linha de água nomeadamente:

(i) Aplicação de medidas de recuperação dos ecótonos ripários, como a plantação de espécies arbustivas e arbóreas nativas, de modo a criarem uma zona tampão com o meio aquático, visando diminuir a entrada de poluição difusa para as linhas de água e aumentar a capacidade biogénica do meio evitando, simultaneamente, a proliferação de macrófitos exóticos. Além disso, medidas de limitação que envolvam a regularização e artificialização das margens e leito dos cursos de água devem ser tomadas e, de forma a incrementar a heterogeneidade do habitat aquático, ações de limpeza e desobstrução da linhasde água (por ex através da remoção de troncos do leito) bem como o corte da vegetação ribeirinha;

(ii) Sensibilização da população para a utilização mais cuidada e regrada de fertilizantes e pesticidas agrícolas;

(iii) Relativamente ao estudo dos macroinvertebrados, sugere-se uma análise mais aprofundada, o que poderá ser conseguido através de um esforço de amostragem mais intenso, que permita traçar uma imagem fidedigna da variabilidade temporal tão característica do funcionamento dos ecossistemas aquáticos. Poderá ser também interessante analisar outras comunidades bióticas como, por exemplo, as comunidades de diatomáceas.

Seria ainda importante o estabelecimento de um programa de monitorização contínuo que permitisse avaliar a evolução da comunidade biótica e a eficácia dos esforços de reabilitação e requalificação bem como detectar, atempadamente, algum problema que possa surgir. Caso não haja uma atempada tomada de consciência no sentido de pôr em prática uma série de medidas de monitorização mais ativa e de ações de preservação e conservação nas áreas de estudo, sobretudo no Sítio da Rede Natura 2000, muitos habitats naturais poderão desaparecer e muitas espécies de fauna e flora de conservação prioritária poderão vir a pertencer à lista de espécies extintas. Reconhecendo a importância deste tipo de ecossistemas, é fundamental promover a proteção desta zona; para isso, é preciso compatibilizar a proteção dos recursos naturais com o desenvolvimento socioeconómico sustentado. Assim, é primordial reconhecer e atuar para que vários objetivos sejam atingidos: proteger os valores paisagísticos, faunísticos e de flora que caracterizam esta área; apoiar as atividades económicas tradicionais compatíveis com a utilização racional dos recursos naturais; desenvolver atividades ecologicamente adequadas à exploração dos recursos e potenciar as zonas de recreio, lazer e turismo de acordo com a especificidade da região em causa e a sua capacidade de suporte.

Assim, os resultados deste estudo poderão servir de incentivo à elaboração de trabalhos futuros neste tipo de linhas de água uma vez que estão inseridas em locais de forte atividade agrícola onde se têm vindo a expandir através de empresas estrangeiras de alto valor económico e que trabalhos como estes possam apresentar soluções de gestão integrada dos recursos naturais (de forma a visarem os interesses ecológicos, económicos, e sociais) e proponham estratégias que possibilitem a implementação de medidas que garantam o equilíbrio da vida aquática.

5. Bibliografia

Adams, W.J. (1995). Aquatic toxicology testing methods. In: Hoffman, D.J.; Rattner, B.A.; Burton Jr.: Cairns Jr. J. (eds) Handbook of Ecotoxicology. Boca Raton. Lewis Publishers. London.

Aguilar, C., Ferrer, I., Borrull, F., Marcé, R.M., Barceló, D. (1999). Monitoring of pesticides in river water based on samples previously stored in polymeric cartridges followed by on-line solid-phase extraction-liquid chromatography-diode array detection and confirmation by atmospheric pressure chemical ionization mass spectrometry. Anal. Chim. Acta. 386: 237-248.

AlbaTorcedor, J.& Sanchez-Ortega, J.(1988). Un metodo rapido y simples de evaluar la cualidad biologica de las águas corrientes basado en el Hellawell (1978).Limnetica, 4:51-56.

Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuaticos y calidad de las aguas de los rios. IV Simposio del Agua en Andalucia (SIAGA). Almeria. Vol. II: 203-213.

Almeida, S. (1998). Utilização das Diatomáceas na avaliação da qualidade das águas doces, Tese de doutoramento, Universidade de Aveiro.

Almeida, D., Lacorte, S., Vinhas, T., Viana, P., Barceló, D. (2000). Monitoring of priority pesticides and others organic pollutants in river water from Portugal by gas chromatography-mass spectrometry and liquid chromatographyatmospheric pressure chemical ionization mass spectrometry. J. Chromatogr. A. 879: 13-26.

Alves, M. H.; Bernardo, J.M. (1998). Novas perspectivas para a determinação do caudal ecológico em regiões semi-áridas. Seminário sobre Barragens e Ambiente. Comissão Nacional Portuguesa das Grandes Barragens. Porto

Amaro, J. P. (1963). Perigos toxicológicos dos pesticidas. Curso organizado pelo Laboratório de Fitofarmacologia. Agricultura, 20: 5-12.

APHA (America Public Health Association). (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edition. New York.

APHA, (1992). Standard Methods for the Examination of the Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington, D.C.

Araujo, P. R. P. (1995). Biomonitoramento da qualidade da água do Guandu e do Paraíba. Revista FEEMA, Secretaria do Estado de Meio ambiente, Rio de Janeiro, v. 4, n. 18, p. 22-5.

Baird, C. (2002). Química Ambiental. Parte II - Produtos Orgânicos Tóxicos. 2ª edição Porto Alegre, Bookman.

Baird, D.J., Soares, A.M.V.M., Girling, A., Barber, I., Bradley, M., Calow, P. (1989b). The long-term maintenance of *Daphnia magna* Straus for use in ecotoxicity tests: problems and prospects. In: Lokke, H., Tyle, H., Bro-Rasmussen, F. (eds.), Proceedings of the First European Conference on Ecotoxicology. 17-18 October, Lyngby. pp 144-148.

Barbe J., Lavergne E., Rofes G., Lascombe M., Rivas Bornard, CH., J. De Benedittis. (1990). Diagnose rapide des plans d'eau. Informations Techniques du CEMAGREF, 79: 1-8.

Barbour, M. T.; Gerritsen, J.; Snyder, B. D. & Stribling, J. B. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. (2nd ed). EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.

Barbour, M. T. J. & Yoder, C. O. (1999). The multimetric approach to bioassessment, as used in United States. Assessing the Ecological integrity of running waters: abstracts books of the symposium (Viena), 3 pp.

Berger, B. (1998). Improved chromatographic method for the simultaneous determination of ten phenylurea herbicides and some of their degradation products in soil. J. Chromatography A. 769: 338-342.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. Annu. Rev. Entomol. 51, 495-523.

Boyd, G.H., Reemtsma, H., Grimm, D.A., Mitra, S. (2003). Pharmaceutical and personal care products (PPCPs) in surface and treated waters of Louisiana, USA and Ontario, Canada. Sci Total Environ. 311: 135-149.

Boulton, A. J. (1999). An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. Freshwater Biology, 41: 469-479.

Brettum, P. & Andersen, T. (2005). The use of phytoplankton as indicators of water quality. NIVA Report, 197pp.

Brettum, P. (1989). Alger som indikatorer pa vannkvalitet I norske innsjoer. Planteplankton. NIVA Report, 111pp.

Brown, L. R. (2005). Aquatic assemblages of the highly urbanized Santa Ana River Basin, California. American Fisheries Society Symposium, 47: 263-287.

Chapman, D., Jackson, J. (1996). Biological Monitoring. In: Water Quality Monitoring - A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring

programmes. Jamie Bartram and Richard Balance (eds.). United Nations Environment Programme and World Health Organization. Chapter 11.

Callisto, M. (2001). Macroinvertebrados bentônicos como ferramentas para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 6, n. 1, p. 71-82.

Carabias-Martínez, R., Rodríguez-Gonzalo, E., Fernández-Laespada, M.E., Calvo-Seronero, L., Sánchez-San Román, F.J. (2003). Evolution over time of the agricultural pollution of waters in an area of Salamanca and Zamora (Spain). *Water Res.* 37: 928-938.

Carvalho, Laurence; Dudley, Bernard; Dodkins, Ian; Clarke, Ralph; Jones, John; Thackeray, Stephen; Maberly, Stephen. (2007). *Phytoplankton Classification Tool (Phase 2). Final report.* Edinburgh, SNIFFER (Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research), 94pp. (CEH Project Number: C03236)

Cetesb. (2009). Relatório da qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2005/Cetesb. Companhia de tecnologia de saneamento ambiental, São Paulo.

Cerejeira, M. J., Pereira, T., Fernandes, A. M. S., Brito, F., Morbey, M. A., Mendonça, E., Picado, A., Silva, L., Cruz, M. E. e Caetano, L. (2005). "Projecto Agro24. Ensaios biológicos para avaliação da toxicidade das amostras de água." from <http://www.isa.utl.pt/dppf/agro24/>.

Cerqueira, M. A., Vieira, F. N., Ferreira, R. V. e Silva, J. F. (2005). The water quality of the Cértima river basin (Central Portugal). *Environmental Monitoring and assessment*, Springer. 111, 297-306.

Chapman, P.M. (2000). The sediment quality trlاد: then, now and tomorrow. *Int. J. Environment and Polution*, Geneva, V.13, n. 1. P. 351-355,.

Connell, D., Lam, P., Richardson, B. e Wu, R. (1999). *Introduction to ecotoxicology*, Blackwell Science.

Cortes, R. M. V. (2003). Requalificação de ecossistemas aquáticos: único modo de caminhar para a inversão da degradação dos Recursos Hídricos e cumprir a Directiva Quadro da Água. III Congresso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua (edArrojo Agudo & L. del Moral Iruarte). Ponências. Fundación Nueva Cultura del Agua, Saragoça, 289-306 pp.

Cortes R.M.V., Pinto P., Ferreira M.T. & Moreira I. (2002). Qualidade biológica dos ecossistemas fluviais. In: *Ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Ecologia, Gestão e Conservação*. Moreira I, Ferreira M.T., Cortes R., Pinto P., Almeida P.R. (eds). Instituto Da Água 2002. Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente.

Cortes, R. M. V.; Oliveira, D. G. M.; Santos, P. M. S.; Rocha, J. Q. S. & Rebelo, M P. (2002a). Requalificação ambiental do rio Estorãos na área de paisagem protegida das lagoas de Bertandos e S. Pedro de Arcos. UTAD, Universidade de Trás-os-Montes.

Cortes, R.; Pinto, P.; Ferreira, M. T.; Moreira, I. (2002b). Qualidade biológica dos ecossistemas fluviais. Moreira, I., Ferreira, M. T., Cortes, R. M. V., Pinto, P. & Almeida, P.R. (eds.) Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos. Instituto da Água, Ministério das Cidades, Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa.

Cortes, R. M. V.; Carvalho, L. H. M. & Carvalho, M. J. P. M. (1992). Caracterização físico-química das águas dulciaquícolas- Implicações biológicas. Vila Real, 131 pp.

Cortes, R. M. (1981). Estudo Eco-hidrobiológico no rio Sodrô. Instituto Universitário de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.

Cowx, I. G., Welcomme, R. L. (1998). Rehabilitation of Rivers for Fish. Oxford: Fishing new Books.

Cunha, V., Gonçalves, A.S., Figueiredo, V. A. (1980). A Gestão da Água. Princípios Fundamentais e a sua aplicação em Portugal. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa.

Decreto-Lei n.º 347/2007; Diário da República, 1.ª série -N.º 202 -19 de Outubro de 2007. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.

Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março. Publicado no Diário da República n.º 64, 1ª série.

Decreto-Lei nº 236/98 de 1 de Agosto de 1998. Diário da República, 1ª Série-A, nº 176, 3676-3722. Ministério do Ambiente, Lisboa.

DQA (2000), directiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de Outubro de 2000, estabelece um Quadro de Acção Comunitária no Domínio da Política da Água, Jornal Oficial das comunidades Europeias, L 327.

Dudgeon, D.; Arthington, A. H.; Gessner, M. O.; Kawabata, Z. ; Knowler D. J.; Leveque, C.; Naiman, R. J.; Prieur-Richard, A.H.; SOTO, D.; Stiassny, M. L. J. & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater Biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biology Review, 81: 163-182.

EEA. (1999). European Environment Agency. Environmental indicators: Typology and overview. Technical report nº 25, Copenhag.

ECC (European Community Commission). (2000). Commission Directive 2000/60/ECC of 23 October. The EU Water Framework Directive - integrated river basin management for Europe.

Official J Eur Commun.

ECC (European Community Commission). (1991a). Commission Directive 91/676/EEC of 12 December. Concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Official J Eur Commun.

ECC (European Community Commission). (1991b). Commission Directive 91/414/EEC of 15 July. Concerning the placing of plant protection products on the market. Official J Eur Commun.

FAO. (1996). Control of water pollution from agriculture. (FAO Irrigation and Drainage Papers, 55). Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/w2598e/w2598e00.htm>>. Acessado em 25 de janeiro de 2012.

Ferreira, M. T.; Morais, M.; Cortes, R. V.; Sampaio, E. C.; Oliveira, S. V.; Pinheiro, P. J.; Hughes, S. J.; Segurado, P.; Albuquerque, A. C.; Pedro, A.; Nunes, S.; Novais, M. H.; Lopes, L. T.; Rivaes, R. S.; Abreu, C. & Verdager, R. (2009). Qualidade Ecológica e Gestão Integrada de Albufeiras. Relatório Final (Contracto 2003/067/INAG). Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

Ferreira, R. S. e. V. (2007). Avaliação hidroquímica e da qualidade da água na bacia do rio Cértima (Portugal). Departamento de Ambiente e Ordenamento. Aveiro, Universidade de Aveiro. Mestrado.

Ferreira, T. & Cortes, R. M. V. (1998). Estrutura e importância da Mata Ripária em Sistemas Fluviais da Bacia do Tejo. Publicado nas Actas III Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Oficial Portuguesa.

Ferreira-Peruquetti, P. S. & Fonseca-Gessner, A. A. (2003). Comunidade de Odonata (Insecta) em áreas naturais de Cerrado e monocultura no nordeste do Estado de São Paulo, Brasil: relação entre o uso do solo e a riqueza faunística. Revista Brasileira de Zoologia, 20: 219-224.

Finney, D.J. (1971). Probit Analysis. Cambridge, UK. Cambridge University Press.

Fontoura, A. P. (1989). As comunidades de macroinvertebrados num sistema hidroeléctrico do Norte de Portugal. Avaliação de impacte ambiental. Dissertação de doutoramento apresentado à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, 346 pp.

Fontoura, A. P. (1985). Manual de Vigilância da Qualidade das Águas Superficiais. Publicações do Instituto de Zoologia "Dr. Augusto Nobre". Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, 38 pp.

Fontoura, A. P. (1984). As Comunidades de Macro-Invertebrados como Indicadoras da Qualidade da Água- Metodologia para a sua Utilização. Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Porto.

Forget, G., Gagnon, P., Sanchez, W.A., Dutka, B.J. (2000). Overview of methods and results of the eight countries International Development Research Centre (IDRC) WaterTox Project. *Environ Toxicol.* 15: 264-276.

Formigo, N. (1997). A bacia hidrográfica do rio Âncora: caracterização ecológica e potencialidades bio-económicas para a prática da pesca desportiva. Dissertação de doutoramento em Biologia, apresentada à Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, 510 pp.

Galvão, H. M., Reis, M. P., Valério, E., Domingues, R.B., Costa, C., Lourenço, D., Condinho, S., Miguel, R., Barbosa, A., Gago, C., Faria, N., Paulino, S., Pereira, P. (2008). Cyanobacteria blooms in natural waters in Southern Portugal – A water management perspective. *Aquat Microb Ecol.* 53: 129-140.

Garcia. J. D, & González Del Tánago, M. (1986). “Métodos Biológicos para el estudio de la calidad de las aguas”. Aplicación a la cuenca del duero. ICONA. Monografías n.º45. Madrid. 244pp.

Gomes, A. I. E. (2007). Avaliação da Ecotoxicidade de Águas Superficiais. Aplicação à Bacia Hidrográfica do Rio Leça. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

Gunningham, N., Sinclair, D. (2005). Policy instrument choice and diffuse source pollution. *J Environ Law.* 17: 51-81.

Haase, P.; Lohse, S.; Pauls, S.; Schindehütte, K.; Sundermann, A.; Rolaufts, P. & Hering, D. (2004). Assessing streams in Germany with benthic macroinvertebrates: development of a practical standardized protocol for macroinvertebrates sampling and sorting. *Limnologica*, 34: 349-365.

Hellawell, J. (1986). *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publ. London & New York. 546 pp.

Henriques, A.; West, C. A. & Pio, S. (2000). Directiva Quadro da Água - Um instrumento Integrador da Política da Água da União Europeia: In Proceedings do 5º Congresso da Água e o Desenvolvimento Sustentável: Desafios para o Novo Século, Culturgest, Lisboa.

Hering, D.; Feld, C. K.; Mood, O. & Ofenböck, T. (2006). Cook book for the development of a multimetric index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR project and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566: 311-342.

Hilsenhoff, W. L. (1987). An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomology*, 20: 31-39.

INAG e ARH_Centro. (2009). Questões significativas da Gestão da água – Região Hidrográfica do Vouga, Mondego, Lis e Ribeiras do Oeste. Participação pública – Informação de suporte,

<http://dqa.inag.pt>, Janeiro de 2010.

INAG, I. P., 2009a. Critérios para a Classificação do Estado das Massas de Água Superficiais: Rios e Albufeiras. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

INAG, I. P.(2009b). Questões significativas da Gestão da Água. Região Hidrográfica do Douro. Participação Pública. Informação de suporte. Instituto da Água, I. P.

INE, I. P. (2009). Estimativas Provisórias de População Residente - Portugal, NUTS II, NUTS III e Municípios – 2008. Instituto Nacional de Estatística, ISBN: 978-989-25-0023-2.

INAG, I. P.(2008a). Tipologia de Rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva Quadro da Água. I- Caracterização Abiótica. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Instituto da Água, I. P.

INAG, I. P. (2008b). Manual de avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para os macroinvertebrados bentónicos. Lisboa. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

INAG, I. P. (2008c). Manual de avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a Directiva Quadro da Água: Protocolo de amostragem e análise para macrófitos. Lisboa. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

INAG, I. P. (2006). Implementação da Directiva Quadro da Água: 2000-2005. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P.

INAG, Instituto da Água. (2005). Relatório Síntese sobre a Caracterização das Regiões Hidrográficas previstas na Directiva-Quadro da Água, Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional, Portugal.

INAG I.P. (2002). Ecossistemas Aquáticos e Ribeirinhos, Ecologia Gestão e Conservação. Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG. (2001). Plano Nacional da Água – Introdução, Caracterização e Diagnóstico da Situação Actual dos Recursos Hídricos – Vol I e II. Lisboa.

ISO 11348-2. (1998). International Standard for Water Quality: Determination of inhibitory effect of water samples on the light emission of *Vibrio fischeri* (*luminescent bacteria test*). Part 2: method

using liquid-dried bacteria. International Organization for Standardisation. Geneve, Switzerland.

ISO 6341. (1996). Water quality – Determination of the inhibition of the mobility of *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) - Acute toxicity test. International Organization for Standardisation. Geneve, Switzerland.

Jesus, T. (2001). Centrais Hidroelétricas de Pequena Dimensão: Impacto na Dinâmica da Comunidade de Macroinvertebrados Bentónicos e na Variação da Qualidade da Água (Minihídrica de Vila Viçosa e “Cascata do Alva”). Tese de Doutoramento. Departamento de Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.

Jesus, T. & Formigo, N. (2000). Estudo da qualidade biológica da água do rio Febros. Livro de Resumos do II Congresso Ibérico de Planeamento e Gestão da Água, 26 pp. Livro de Actas do II Congresso Ibérico de Planeamento e Gestão da Água.

Kallqvist T., Svenson A. (2003). Assessment of ammonia toxicity in test with the microalga, *Nephroselmis pyriformis*, Chlorophyta. Water Res. 37.

Klaassen, Curtis D.; Watkins III, John B. (2003). Essentials of Toxicology. The McGraw-Hill Companies Inc.

Kolpin, D.W., Barbash, J.E., Gilliom, R.J. (1998). Occurrence of pesticides in shallow groundwater of the United States: initial results from the National Water- Quality Assessment program. Environ Sci Technol. 32: 558-566.

Koukal, B., Dominik, J., Vignati, D., Arpagaus, P., Santiago, S., Ouddane, B., Benaabidate, L. (2004). Assessment of water quality and toxicity of polluted Rivers Fez and Sebou in the region of Fez (Morocco). Environ Pollut. 131: 163-172.

Kronvang, B.; Bechamnn, M.; Lundekvam, H.; Behrendt, H.; Rubæk, G. H.; Schoumans, O. F.; Syversen, N.; Andersen, H. E. & Hoffmann, C. C. (2005). Phosphorous Losses from Agricultural Areas in River Basins: Effects and Uncertainties of Targeted Mitigation Measures. Journal of Environmental Quality, 34: 2129-2144.

Klump, A. Utilização de bioindicadores de poluição em condições temperadas e tropicais. In: Maia, N. B.; Martos & Barreira, H. L.(Ed.).(2001). Indicadores Ambientais. São Paulo: Educ/INEP/COMPED, p.77-94.

Lacorte, S., Viana, P., Guillamon, M., Tauler, R., Vinhas, T., Barceló, D. (2001). Main findings and conclusions of the implementation of Directive 76/465/CEE concerning the monitoring of organic pollutants in surface waters (Portugal, April 1999- May 2000). J Environ. Monit. 3: 475-482.

Legier P. & J. Talin. (1973). Comparaison de ruisseaux permanents et temporaires de la province Calcaire. *Annals. Limnol.*, 9 (3) : 273-292

Lenat, D. R. (1993). A biotic index for the southeastern United States-Derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality ratings. *Journal of the North American Benthological Society*, 12: 279-290.

Lima, J. S. Processos Biológicos e o Biomonitoramento: Aspectos Bioquímicos e Morfológicos. In: Maia, N. B.; Martos & Barrela, H. L.(Ed.). (2001). *Indicadores Ambientais*. São Paulo: Educ/INEP/COMPED. p.95-115.

Marques, L.(2009). Impactes na ecologia aquática, associada à construção de um empreendimento Hidoeléctrico no Alto Sabor. Universidade do Porto. Porto.

Mathavan, S. (1990). Effect of temperature on the bio-energetics of the larvae of *Brachythemis contaminata* (Fabricius) and *Orthetrum Sabina* (Drury) (Anisoptera: Libellulidae). *Odonatologica*, 19: 153-165.

Mendes, B. & Oliveira, J. F. S.(2004). *Qualidade da água para consumo humano*. Ed Lidel. Lisboa, 626 pp.

Merrit, R. W; Cummins, K. W. (1996). *An introduction to the aquatic insects of North América*. 2.ed. USA: Kendall/Hunt Publishing Company.

Metcalf, J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on Macroinvertebrate Communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60: 101-139.

Milovanovic, M. (2007). Water quality assessment and determination of pollution sources along the Axios/Vardar River, Southeastern Europe. *Desalination*. 213: 159-173

Monteiro, P. S.; Beleza, J.; Silva, D.; Padilha, A. C.; Brito, A. G.; Nogueira, R.; Rodrigues, A.; Martins, G.; Ribeiro, D. (2005). Relatório realizado no âmbito da 1ª Fase do Estudo de Modelação da Qualidade da Água no rio Ferreira, solicitado pela Águas de Valongo à FEUP no âmbito do Protocolo Específico de Colaboração celebrado em Julho de 2005 entre a CCDRN, a Câmara Municipal de Valongo, a Águas de Valongo e a FEUP.

Mormul, R. P.; Vieira, L. A.; Pressinate, S.; Monkolski, A. & Santos, A. M. (2006). Sucessão de invertebrados durante o processo de decomposição de duas plantas aquáticas (*Eichhornia azurea* e *Polygonum ferrugineum*). *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 28: 109-115.

Mouthon, J. (1982). Peuplements malacologistes lacustres en relation avec la physicochimie de

l'eaux eu des sediments II. Les espèces. Annis. Limnology, 28(2): 109-119.

Mucha A. P., Leal M, F.C., Bordallo A.A., Vasconcelos M.T.S.D. (2003). Comparison of the response of three microalgae exposed to elutriates of estuarine sediments based on growth and chemical speciation. Environ. Toxicol. Chem.22.

Mudge, S. M., Duce, C. E. (2005). Identifying the source, transport path and sink of sewage derived organic matter. Environ Pollut. 136: 209-220.

Naiman, R. J. & Décamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. Annual Review of Ecology and Systematics, 28: 621-658

Nałęcz-Jawecki, G., Hajnas, A., Sawicki, J. (2007). Photodegradation and phototoxicity of thioridazine and chlorpromazine evaluated with chemical analysis and aquatic organisms. Ecotoxicology. 17: 13-20.

Neddeau, E. J.; Merritt, R. W. & Kaufman, M. G. (2003). The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. Environmental Pollution, 123: 1-13.

Newman, P. J. & Medmenham, W. R. (1992). Assessment of river water quality in UK. Tribune de l'eau, 555: 8-17.

Nisbet, M. & Verneaux, J. (1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Discoussion et proposition de classes en tant que bases d'interpretation des analyses chimiques. Annls. Limnol, 6 (2): 161-190.

Novotny, V.; Bartošová, A.; O'Reilly, N. & Ehlinger, T. (2005). Unlocking the relationship of biotic integrity of impaired waters to anthropogenic stresses. Water Research, 39: 184-198.

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). (1998). *Daphnia magna* reproduction test. OCDE 211. Paris.

Ohe, T., Watanabe, T., Wakabayashi, K. (2004). Mutagens in surface waters: a review. Mutat. Res. 567: 109-149.

OCDE. (1982). Eutrophication of Waters, Assessment and Control. Organisation for Economic Cooperation and Development. Paris, 154 pp.

Okamura, H., Luo, R., Aoyama, I. (1996). Ecotoxicity assessment of the aquatic environment around Lake Kojima, Japan. Environ Toxicol Water Qual 11: 213-221.

Oliveira J.M. (Coord.), Santos J. M., Teixeira A., Ferreira M.T., Pinheiro P.J., Geraldés A. & Bochechas J. (2007). Projeto AQUARIPORT: Programa Nacional de Monitorização de Recursos

Piscícolas e de Avaliação da Qualidade Ecológica de Rios. Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa, 96 pp.

Quintana, J., Martí, I., Ventura, F. (2001). Monitoring of pesticides in drinking and related waters in NE Spain with multiresidue SPE-GC-MS method including an estimation of the uncertainty of the analytical results. J Chromatogr A. 938: 3-13.

Palma, P., Palma, V.L., Fernandes, R.M., Soares, A.M.V.M., Barbosa, I.R. (2008). Acute Toxicity of Atrazine, Endosulfan Sulphate and Chlorpyrifos to *Vibrio fischeri*, *Thamnocephalus platyurus* and *Daphnia magna*, Relative to Their Concentrations in Surface Waters from the Alentejo Region of Portugal. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 81: 485-489.

Palma 2009 - Palma, P. (2009). Estudo de Pesticidas com Características de Desregulação Endócrina Quantificados na Albufeira do Alqueva. Dissertação de Doutoramento apresentada à Faculdade de Farmácia, Universidade Coimbra.

Palma, P., Kuster, M., Alvarenga, P., Palma, V.L., Fernandes, R.M., Soares, A.M.V.M., López de Alda, M.J., Barceló, D., Barbosa, I.R. (2009). Risk assessment of representative and priority pesticides, in surface water of the Alqueva reservoir (South of Portugal) using on-line solid phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. Environment International. 35: 545-551.

Palma, P., Alvarenga, P., Palma, V., Fernandes, R.M., Soares, A.M.V.M., Barbosa, I.R. (2010). Assessment of anthropogenic sources of water pollution using multivariate statistical techniques: a case study of the Alqueva's reservoir, Portugal. Environmental Monitoring and Assessment. 165:539-552.

Palma, P., Alvarenga, P., Palma, V., Matos, C., Fernandes, R.M., Soares, A.M.V.M., Barbosa, I.R. (2010). Evaluation of surface water quality using an ecotoxicological approach: A case study of the Alqueva Reservoir (Portugal). Environmental Science and Pollution Research. 17:703-71.

Parry, R. (1998). Agricultural phosphorus and water quality: A U.S. environmental protection agency perspective. Journal of Environmental Quality, v.27, p.258-261.

Pereira, M. (1999). Utilização de algas na avaliação de contaminação de águas doces por metais, Tese de doutoramento, Universidade de Aveiro.

Personne, G. (1999). THAMNOTOXKIT FTM - Crustacean toxicity screening test for Freshwater. Standard Operational Procedure. Belgium. pp 3-21.

Pretty, J. (2005). The Pesticide Detox. Londres: Earthscan.

Rasool, S. I. (1984) . On dynamics of deserts and climate. pp. 107-120 in J.T. Houghton (ed.) The global climate, New York: Cambridge University Press.

Reynolds C., Huszar V., Kruk C., Naselli-Flores L, Melo S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. J. Plankton Res. 24: 417-428.

Rodier, J. (1984). L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux residuaires, eaux de mer. Vol.I. 7^a ed. Bordas, 667 pp.

Rodrigues-Moraz, S., López de Alda, M. J., Barceló, D. (2004). Monitoring of estrogens, pesticides and bisphenol A in natural waters and drinking water treatment plants by solid-phase extration-liquid chromatography-mass spectrometry. J Chromatogr A.1045: 85-92.

Rodrigues-Moraz, S., López de Alda, M., Barceló, D. (2006). Fast and simultaneous monitoring of organic pollutants in a drinking water treatment plant by a multi-analyte biosensor followed by LC-MS validation. Talanta. 69: 377-384.

Rodriguez, P., Martinez-Madrid, M., Cid, A. (2006). Ecotoxicological assessment of effluents in the Basque country (Northern Spain) by acute and chronic toxicity tests using *Daphnia magna* straus. Ecotoxicology. 15: 559-572.

Rosenberg, D. M.; Davies, I. J.; Cobb, D. G. & Wiens, A. P. (2000). Protocols for measuring biodiversity: benthic macroinvertebrates in fresh waters. Department of Fisheries and Oceans, Freshwater Institute, 501 University Crescent, Winnipeg, Manitoba, Canada. R3T 2N6.

Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. (ed). (1993). Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York. 488pp.

Rouvalis, A., Karadima, C., Zioris, I. V., Sakkas, V. A., Albanis, T., Iliopoulou-Georgudaki, J. (2009). Determination of pesticides and toxic potency of rainwater samples in western Greece. Ecotox Environ Safe. 72: 828-833.

Sabik, H.; Jeanot, R.; Roudeau, B. (2000). Multiresidue methods using solid-phase extraction techniques for monitoring priority pesticides, including triazines and degradation products, in ground and surface waters. Journal of Chromatography A, Amsterdam, v. 885, p. 217-236.

Sampaio, G. Flora portuguesa - 4^a edição Fac-simite. Instituto Nacional Investigação Cientifico. Porto.

Schleinger, W.H., J. F. Reynolds, G. L. Cunningham, L. F. Huennke, W. M. Jarrell, R. A. Virginia & W. G. Whitford. (1990). Biological feedbacks in global desertification. Science, 247: 1043-1048.

Schlosser, I. J. (1990). Environmental variation, life history attributes, and community structure in

stream fishes: implications for environmental management and assessment. *Environmental Management*, 14: 621-628.

Segnini, S.(2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, 16 (2): 45-63.

Silva, M. H. M. P. (2008). Avaliação e monitorização integrada do estado de qualidade da água da bacia hidrográfica do rio Cértima. Departamento de Ambiente e Ordenamento. Aveiro, Universidade de Aveiro. Mestrado.

Silva, J.(2007). Guia de campo - Árvores e florestas de Portugal. Lisboa.

Soares, A.M.V.M. (1989). Clonal variation in life-history traits in *Daphnia magna* Straus (Crustacea, Cladocera). Implications for ecotoxicology. Tese de Doutoramento. Department of Animal and Plant Sciences, University of Sheffield. pp 162.

Sokal, R. R., Rohlf, F. J. (1995). Biometry - The Principles and Practice of Statistics in Biological Research, 3rd ed. W.H. Freeman and Company. New York.

Stanley, E. H., S. G. Fisher & N.B. Grimm. (1997) - Ecosystem expansion and contraction in streams. *BioScience* 47: 427-435.

Stein, J. R. (1973). Handbook of Phycological Methods, culture methods and growth measurements. Cambridge University Press, London. pp 524

Tachet, H.; Richoux, P.; Bournard, M. & Usseglio-Polatera, P. (2003). Invertébrés d'eau douce – Systematique, biologie, écologie. CNRS Editions, 487 pp.

Tauler, A., Lacorte, S., Guillamón, M., Cespedes, R., Viana, P., Barceló D. (2004). Chemometric modeling of main contamination sources in surface water of Portugal. *Environ Toxicol Chem.* 23: 565-575.

Teixeira, A.A.T. (1994). Variações Naturais e Antropogénicas na Sucessão Longitudinal de Ecossistemas Lóticos. Departamento de Zoologia da Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra.

Teles, L. F. (1991). Efeitos da degradação antropogénica dos ecossistemas fluviais sobre as comunidades de macroinvertebrados, com especial referência aos Tricóteros: Enriquecimento Orgânico e Contaminação com Inseticidas. Trabalho de síntese para o efeito no disposto no nº2 do Art 58 do Decreto-Lei 448/79.

Tockner, K. & J.A. Stanford. (2002). Riverine floodplains: present state and future trends: *Environmental Conservation* 29: 308-330

Thorne, S. J. R. & Williams, P.(1997). The response of benthic macroinvertebrate to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology*, 37: 671-686.

Tremel, B. (1996) "Determination of the trophic state by qualitative and quantitative phytoplankton analysis in two gravel pit lakes" *Hydrobiologia* 323: 1-38

Udawatta, R. P.; Motavalli P. P. & Garrett, H. E. (2004). Phosphorus Loss and Runoff Characteristics in Three Adjacent Agricultural Watersheds with Claypan Soils. *Journal of Environmental Quality*, 33: 1709-1719.

Wharfe, J., Adams, W., Apitz, S.E., Barra, R., Bridges, T.S., Hickey, C. Ireland S. (2007). In situ methods of measurement—an important line of evidence in the environmental risk framework. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3: 268–274.

Wetzel, R. G. (1993). *Limnologia*. Fundação Calloouste Gulbenkian. 2ª Ed, Lisboa, 919 pp

Wetzel, R. G. & Likens, G. E. (2001). *Limnological Analyses*. Springer, 2nd Ed., New York.

Williams, M. R.; Filoso, S.; Martinelli, L. A.; Lara L. B. & Camargo, P. B. (2001). Precipitation and River Water Chemistry of the Piracicaba River Basin, Southeast Brazil. *Journal of Environmental Quality*, 30: 967-981.

Zar, J. H. (1996). *Biostatistical analysis*. 3rd edition. Prentice-Hall International, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.

Referências Bibliográficas Eletrônicas:

Google Earth

<http://earth.google.com> (Agosto, 2011).

EPA – Environmental Protection Agency

<http://www.epa.gov/owow/monitoring/techmon.html> (Acedido em Setembro, 2011).

INAG (Instituto da Água). <http://www.inag.pt/> (Acedido em Agosto 2011).

ANEXO I

Tabela I - Classifica9ao dos cursos de agua superficiais de acordo com as suas caracteristicas de qualidade para usos mltiplos (INAG, 2006).

CLASSE:						
PARAMETRO		Excelente	Boa	C	D	E
				Razoável	Má	Muito má
	pH	6.5 - 8.5*	5.5- 9.0	5.0- 10.00	4.5- 11.0	
	Condutividade (uS/em, 20oc)	<=750	751 - 1 000	1 001 - 1 500	1 501 - 3 000	>3 000
	SST (mg/l)	<=25.0	25.1- 30.0	30.1 - 40.0	40.1 - 80.0	>80.0
	Sat OD (%)	>=90	89- 70	69 -50	49- 30	<30
	CBOs (mg 02/l)	<=3.0	3.1- 5.0	5.1 - 8.0	8.1- 20.0	>20.0
	CQO (mg 02/l)	<=10.0	10.1- 20.0	20.1 - 40.0	40.1 - 80.0	>80.0
	Azoto Amoniacal (mg NH4/l)	<=0.50	0.51 - 1.50	1.51 - 2.50	2.51 -4.00	>4.00
	Nitratos (mg N03/l)	<=5.0	5.0- 25.0	25.1 - 50.0	50.1 - 80.0	>80.0
	Azoto Kjeidahl (mg N/l)	<=0.5	0.51 - 1.00	1.01 - 2.00	2.01 - 3.00	>3.00
	Fosfatos (mg P205/l)	<=0.40	0.41- 0.54	0.55 - 0.94	0.95- 1.00	>1.00
	F6sforo Total (mg P/l)	<=0.2	0.21- 0.25	0.26 - 0.40	0.41 - 0.50	>0.50
	Coliformes Totais (/100 ml)	<=50	51 - 5 000	5 001- 50 000	>50 000	
	Coliformes Fecais (/100 ml)	<=20	21 - 2 000	2 001- 20 000	>20 000	
	Estreptococos Fecais (/100 ml)	<=20	21 - 2 000	2 001 - 20 000	>20 000	
	Ferro (mg/l)	<=0.50	0.51- 1.00	1.10 - 1.50	1.50- 2.00	>2.00
	Manganes (mg/l)	<=0.10	0.11- 0.25	0.26 - 0.50	0.51 - 1.00	>1.00
	Zinco (mg/l)	<=0.30	0.31 - 1.00	1.01 - 3.00	3.01 - 5.00	>5.00
	Cobre (mg/l)	<=0.050	0.051 - 0.2	0.201 - 0.5	0.501 - 1.000	>1.00
	Cr6mio (mg/l)	<=0.050		0.051 -0.080		>0.080
	Selenio (mg/l)	<=0.01		0.011 - 0.050		>0.050
	Cadmio (mg/l)	<=0.0010	0.0011 - 0.0050		>0.0050	
	Chumbo (mg/l)	<=0.050		0.051 - 0.100		>0.100
	Mercurio (mg/l)	<=0.00050		0.00051 - 0.001		>0.001
	Arsenio (mg/l)	<=0.010	0.011 - 0.050		0.051 - 0.100	>0.100
	Cianetos (mg/l)	<=0.050		0.051 - 0.080		>0.080
	Fen6is (mg/l)	<=0.0010	0.0011 - 0.0050	0.0051 - 0.010	0.011 - 0.100	>0.100
	Agentes Tensioactivos (Las-mg/l)	<=0.2		0.21 - 0.50		>0.50

* O pH, sendo um parametro muito dependente de caracterfsticas geomorfol6gicas, pode apresentar valores fora deste intervalo, sem contudo significar altera9oes de qualidade devidas à polui9ao.

Tabela II - Limiares máximos para os parâmetros físico-químicos gerais para o estabelecimento do “bom” estado ecológico em rios (INAG, 2009a).

Parâmetros	Limite para o Bom Estado	
	Agrupamento Norte Tipos: M, N1 $\leq 100 \text{ km}^2$, N1 $\geq 100 \text{ km}^2$, N2, N3, N4	Agrupamento Sul Tipos: L, S1 $\leq 100 \text{ km}^2$, S1 $\geq 100 \text{ km}^2$, S2, S3, S4
Oxigênio Dissolvido (1)	$\geq 5 \text{ mg O}_2/\text{L}$	$\geq 5 \text{ mg O}_2/\text{L}$
Taxa de Saturação em Oxigênio (1)	entre 60% e 120%	entre 60% e 120%
Carência Bioquímica de Oxigênio (CBO₅) (1)	$\leq 6 \text{ mg O}_2/\text{L}$	$\leq 6 \text{ mg O}_2/\text{L}$
pH (1)	Entre 6 e 9*	Entre 6 e 9*
Azoto Amoniacal (1)	$\leq 1 \text{ mg NH}_4/\text{L}$	$\leq 1 \text{ mg NH}_4/\text{L}$
Nitratos (2)	$\leq 25 \text{ mg NO}_3/\text{L}$	$\leq 25 \text{ mg NO}_3/\text{L}$
Fósforo Total (2)	$\leq 0,10 \text{ mg P/L}$	$\leq 0,13 \text{ mg P/L}$

(1) - 80% das amostras se a frequência for mensal ou superior

(2) - Média Anual

* - Os limites indicados poderão ser ultrapassados caso ocorram naturalmente

Tabela III - Classes de classificação das águas segundo o seu valor de pH (adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970).

pH	Classes	Acidez	Alcalinidade	Localização
pH<5	1	Forte		Fontes e curso superior dos ribeiros de zonas graníticas, de turfeiras ou florestas; cursos de água com substrato ácido.
5≤pH<6	2	Média		
6≤pH<7	3	Fraca		
7≤pH<7,5	4	Aproximadamente neutro		Maioria das águas piscícolas; regiões calcárias
7,5≤pH<8	5		Fraca	
8≤pH<9	6		Média	
pH≥9	7		Forte	Águas pouco piscícolas; concentrações vegetais em facies lântico; valores passageiros.

Tabela IV - Classes de classificação das águas segundo a sua condutividade (adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970).

Condutividade $\mu\text{s}/\text{cm}/\text{cm}^2$	Classes	Mineralização	Localização
$C > 30$	1	Extremamente fraca	Águas extremamente pouco mineralizadas; lagos de alta montanha; águas periglaciares; algumas fontes.
$30 \leq C < 50$	2	Muito fraca	Fontes e torrentes de alta montanha; lagos oligotróficos; cursos de água com substratos ácidos.
$50 \leq C < 100$	3	Fraca	Riachos e pequenos ribeiros.
$100 \leq C < 200$	4	Moderada	Numerosos ribeiros costeiros.
$200 \leq C < 300$	5	Razoavelmente forte	Regiões calcárias: zonas superior e média.
$300 \leq C < 400$	6	Forte	Regiões calcárias: zona inferior; ribeiros de planície; rios
$400 \leq C < 500$	7	Muito forte	
$C \geq 500$	8	Muito forte a excessiva	Águas selenitosas; águas poluídas

Tabela V - Classes de classificação das águas segundo o CBO₅ a 20°C adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970).

CBO ₅ a 20°C em mg/l	Classes	Situação
$\text{CBO}_5 < 1$	1	Normal
$1 \leq \text{CBO}_5 < 3$	2	Aceitável
$3 \leq \text{CBO}_5 < 6$	3	Duvidosa
$\text{CBO}_5 \geq 6$	4	Anormal

Tabela VI - Classes de classificação das águas segundo o teor em nitritos (adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970).

mg/l de NO_2^-	Classes	Situação
$\text{NO}_2^- < 0,01$	1	Águas puras ou autodepuração activa.
$0,01 \leq \text{NO}_2^- < 0,1$	2	Poluição insidiosa, perturbação do ciclo do azoto
$0,1 \leq \text{NO}_2^- < 1$	3	Poluição sensível
$\text{NO}_2^- \geq 1$	4	Estado de poluição crítica

Tabela VII - Classes de classificação das águas segundo o teor em fosfatos (adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970).

Fosfatos $\mu\text{g/l}$ de PO_4^{3-}	Classes	Grau de Trofia e localização
$\text{PO}_4^{3-} < 10$	1	Águas muito pouco produtivas: lagos oligotróficos e zona superior das bacias hidrográficas.
$10 \leq \text{PO}_4^{3-} < 50$	2	Águas pouco produtivas: continuação dos cursos de água da classe precente
$50 \leq \text{PO}_4^{3-} < 150$	3	Águas com produtividade média
$150 \leq \text{PO}_4^{3-} < 300$	4	Águas com forte produtividade: rios de pré-montanha e de planície; eutrofia
$300 \leq \text{PO}_4^{3-} < 500$	5	Cursos de água poluídos
$\text{PO}_4^{3-} \geq 500$	6	Águas fortemente poluídas ou muito eutróficas

Tabela VIII - Classes de classificação das águas segundo o teor em cloretos (adaptadas de Nisbet & Verneaux, 1970).

Cloretos mg/l de Cl^-	Classes	Localização
$\text{Cl}^- < 2$	1	Zonas superiores de cursos de água não poluídos, seguindo a ordem crescente de mineralização.
$2 \leq \text{Cl}^- < 5$	2	
$5 \leq \text{Cl}^- < 10$	3	
$10 \leq \text{Cl}^- < 20$	4	Cursos de água de pré-montanha em regiões calcárias; rios de planície.
$20 \leq \text{Cl}^- < 50$	5	Cursos de água particulares; águas poluídas.
$50 \leq \text{Cl}^- < 100$	6	
$\text{Cl}^- \geq 100$	7	

Tabela IX - Ficha de Campo (adaptada INAG, 2008b).

A. Identificação do local de amostragem

1. Código:
2. Designação do Local:
3. Curso de água (designação):
4. Bacia Hidrográfica (designação):
5. Localização (distância a ponte, por ex.):
6. Coordenadas (GPS): Longitude: Latitude:
7. Data de amostragem (aa-mm-dd):
8. Hora, Início: Fim:
9. Inventariador(es) (identificação):
10. Condições atmosféricas:
Condições atmosféricas adversas afectam a amostragem?
Não: Sim, devido a:
11. Outras informações:

B. Variáveis ambientais

4. Largura média do troço (m):
5. Cor da água:
6. Cheiro:
7. Presença de espuma:

Tabela IX - Continuação.

C. Distribuição dos arrastos pelos Habitats

	1. %	2. Nº arrastos	3. Arrasto	4.Unidade de transporte	5. Unidade de sedimentação
Blocos					
Pedras					
Cascalho					
Areia, limo e argila					
Macrófitos e algas					
Matéria orgânica particulada					
	100%	6			

Tabela X - Tabela standard usada para o cálculo do Índice Biótico Belga (IBB) (De Pauw & Vanhooren, 1983).

I <i>Grupos faunísticos</i>	II <i>Número de unidades sistemáticas presentes</i>	III <i>Número total de unidades sistemáticas presentes</i>				
		0-1	2-5	6-10	11-15	≥16
		Índice biótico				
1. Plecoptera ou HEPTAGENIIDAE	1. várias unidades sistemáticas	-	7	8	9	10
	2. apenas 1 unidade sistemática	5	6	7	8	9
2. Tricópteros com casulo	1. várias unidades sistemáticas	-	6	7	8	9
	2. apenas 1 unidade sistemática	5	5	6	7	8
3. ANCYLIDAE e Ephemeroptera excepto HEPTAGENIIDAE	1. mais de 2 unidades sistemáticas	-	5	6	7	8
	2. 2 ou menos de 2 unidades sistemáticas	3	4	5	6	7
4. <i>Aphelocheirus</i> ou Odonata ou GAMMARIDAE ou Mollusca (excepto SPHAERIDAE)	Todas as unidades sistemáticas anteriores ausentes	3	4	5	6	7
5. <i>Asellus</i> ou Hirudinea ou SPHAERIDAE ou Hemiptera (excepto <i>Aphelocheirus</i>)	Todas as unidades sistemáticas anteriores ausentes	2	3	4	5	-
6. TUBIFICIDAE ou CHIRONOMIDAE do grupo <i>thummi-plumosus</i>	Todas as unidades sistemáticas anteriores ausentes	1	2	3	-	-
7. ERISTALINAE (=SYRPHIDAE)	Todas as unidades sistemáticas anteriores ausentes	0	1	1	-	-

Tabela XI - Classes de qualidade da água definidas de acordo com o índice Biótico Belga (De Pauw & Vanhooren, 1983).

<i>Classe</i>	<i>IBB</i>	<i>Significado</i>	<i>Côr no mapa</i>
I	10-9	Água não poluída	Azul
II	8-7	Água ligeiramente poluída	Verde
III	6-5	Água moderadamente poluída	Amarelo
IV	4-3	Água muito poluída	Laranja
V	2-0	Água fortemente poluída	Vermelho

Tabela XII - Limites praticos para identifica9ao dos individuos para o calculo do IBB (DePauw & Vanhooren, 1983).

<i>Grupo Taxon6mico</i>	<i>Nivel de determinao das Unidades Sistematicas</i>
Plathelminthes	genero
Oligochaeta	familia
Hirudinea	genero
Mollusca	genero
Crustacea	familia
Plecoptera	genero
Ephemeroptera	genero
Trichoptera	familia
Odonata	genero
Megaloptera	genero
Hemiptera	genero
Coleoptera	familia
Diptera	familia
	CHIRONOMIDAE <i>thummi-plumousus</i>
	CHIRONOMIDAE <i>nao thummi-plumosus</i>
Hydracarina	presen

Tabela XIII- C.ilculo do indice de qualidade biol6gica da agua IBMWP (Alba-Tercedor& Sanchez-Ortega, 1988).

Famllias	Score
SIPHONURfDAE, HEPTAGENIIDAE, LEPTOPHLEBIIDAE, POTAMANTHIDAE, EPHEMERfDAE TAENIOPTERYGfDAE, LEUCTRIDAE, CAPNIIDAE, PERLODIDAE, PERUDAE, CHLOROPERLIDAE PHRYGANBDAE, MOLANNIDAE, BERAIDAE, ODONTOCERIDAE, LEPTOCERIDAE, GOERIDAE, LEPIDOSTOMATIDAE, BRACHYCENTRIDAE, SERICOSTOMATIDAE, THREMMATIDAE ATHERICIDAE, BLEPHARICERIDAE APHELOCHEIRIDAE	10
LESTIDAE, CALOPTERYGfDAE, GOMPHIDAE, CORDULEGASTERIDAE, AESHNIDAE, CORDUWDAE, Lf8ELWUDAE PSYCHOMYIIDAE, PHILOPOTAMIDAE, GLOSSOSOMATIDAE ASTACIDAE	8
EPHEMERELUDAE, PROSOPIS TOMATfDAE NEMOURJDAE RHYACOPHILIDAE, POLYCENTROPODfDAE, UMNEPHILIDAE, ECNOWDAE	7
NERITIDAE, VIVIPARIDAE, ANCYLIDAE, THIARIDAE, UNIONIDAE HYDROPTILfDAE GAMMARIDAE, ATYIDAE, COROPHIIDAE PLATYC NEMIDIDAE COENAGRIONIDAE	6
OLIGONEURJIDAE, POLYMITARCIDAE DRYOPJDAE, ELMIDAE, HELOPHORIDAE, HYDROCHfDAE, HYDRAENIDAE, CLAMBIDAE HYDROPSYGHIDAE, HELYCOPSICHIDAE TIPULfDAE, SIMULIIDAE PLANARITDAE, DUGESfDAE, DENDROGOELIDAE	5
BAETfDAE, CAENIDAE HAUPLJDAE, CURCULIONIDAE, CHRYSOMELfDAE TABANIDAE, STRATIOMYfDAE, EMPIDIDAE, DOUCHOPOD1DAE, DIXIDAE, CERATOPOGONIDAE, ANTHOMYIDAÆIMONIDAE, PSYCHODIDAE, SC/OMYZIDAE, RHAGIONIDAE SIALIDAE, PYRAUDAE PISCJCOUDAE HYDRACARJNA	4
MESOVELIIDAE, VEUIDAE, HYDROMETRIDAE, GERRJDAE, NEPIDAE, NAUCORIDAE, PLEJDAE, NOTONECTIDAE, CORIXIDAE HELODIDAE, HYDROPHILIDAE, HYGROBIIDAE, DYTISCIDAE, GYRINIDAE VALVATIDAE, HYDROBIIDAE, LYMNAEIDAE, PHYSIDAE, PLANORBIDAE, BfTHYNIIDAE, BYTHINELLIDAE, SPHAERIDAE GLOSSIPHONIDAE, HIRUDIDAE, ERPOBDELLIDAE ASELUDAE 0Btracoda	3
CHIRONOMIDAE, CULICIDAE, THAUMALEIDAE, EPHYDRIDAE, CHAOBORIDAE Oligochtela (todas as famifias) SYRPHIDAE	2

Tabela XIV - Classes de qualidade da água definidas para os rios mediterrânicos de acordo com o IBMWP (Alba-Tercedor& Sánchez-Ortega, 1988).

Qualidade biológica da água	BMWP'	Côr no mapa
<i>Qualidade biológica da água muito boa</i>	>100	Azul
<i>Eutrofia, água moderadamente poluída</i>	61-100	Verde
<i>Água poluída</i>	36-60	Amarelo
<i>Água muito poluída</i>	16-35	Laranja
<i>Comunidades aquáticas extremamente pobres</i>	<16	Vermelho

Tabela XV - Valores de referência das métricas do índice Português de Invertebrados do Sul (IPtI_S), para os diferentes tipos de rios de Portugal (INAG, 2009a).

Tipos de Rios	EPT Taxa	Nb Taxa	IASPT-2	Evenness	Log (Sel ETD+1)	Log (Sel EPTCD+1)
Rios Montanhosos do Norte	16.00	29.00	4.48	0.65	1.86	-
Rios do Norte de Pequena Dimensão	16.00	30.00	4.52	0.71	1.95	-
Rios do Norte de Média-Grande Dimensão	13.00	26.00	3.97	0.63	1.68	-
Rios do Alto Douro de Média-Grande Dimensão	14.00	31.50	3.80	0.64	1.48	-
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensão	18.00	39.00	4.17	0.61	2.00	-
Rios de Transição Norte-Sul	12.00	30.50	3.67	0.64	1.73	-
Rios do Litoral Centro	8.00	20.00	3.60	-	-	2.57
Rios do Sul de Pequena Dimensão	10.00	27.00	3.29	-	-	2.48
Rios do Sul de Média-Grande Dimensão	9.00	21.00	3.37	-	-	2.57
Rios Montanhosos do Sul	10.50	26.00	3.73	0.56	1.32	-
Depósitos Sedimentares do Tejo e Sado	10.00	22.00	3.48	-	-	2.45
Calcários do Algarve	10.00	27.00	3.29	-	-	2.48

Tabela XVI - Mediana dos valores de referencia para cada tipo de rios e os valores das fronteiras entre as classes de qualidade em RQE, para o indice Portugues de Invertebrados do Sul (IPtIs) (INAG, 2009a).

Tipos de Rios	indice adoptado	Valor de Referencia	Exc./Bom (RQE)	Bom/Raz. (RQE)	Raz./Med. (RQE)	Med./Mau (RQE)
Rios Montanhosos do Norte	IPtiN	0.98	0.86	0.60	0.40	0.0
Rios do Norte de Pequena Dimensao	IPtiN	1.02	0.87	0.65	0.44	0.22
Rios do Norte de Media-Grande Dimensao	IPtiN	1.00	0.88	0.66	0.44	0.2:
Rios do Alto Douro de Media-Grande Dimensao	IPtiN	1.01	0.83	0.61	0.41	0.0
Rios do Alto Douro de Pequena Dimensao	IPtiN	1.01	0.85	0.59	0.40	0.0
Rios de Transição Norte-Sul	IPtiN	1.00	0.86	0.64	0.4:	0.1
Rios do Litoral Centro	IPtIs	0.98	0.74	0.56	0.37	0.19
Rios do Sul de Pequena Dimensao	IPtIs	0.99	0.95	0.70	0.47	0.3
Rios do Sul de Media-Grande Dimensao	IPtIs	0.98	0.97	0.7:	0.48	0.4
Rios Montanhosos do Sul	IPtiN	0.99	0.8 =	0.56	0.38	0.19
Depositos Sedimentares do Tejo e Sado	IPtIs	1.05	0.88	0.66	0.44	0. :
Calçários do Algarve	IPtIs	0.99	0.95	0.70	0.47	0.3

Tabela XVII: Classes de qualidade definidas de acordo com o A) Índice Biótico Belga – IBB – (De Pauw & Vanhooren, 1983) e B) Iberian Biological Monitoring Working Party - IBMWP - (Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988), com as cores às quais estão associadas as diferentes classes de qualidade.

A	IBB	Classe	Qualidade da Água
	10-9	I	Água não poluída
	8-7	II	Água ligeiramente poluída
	6-5	III	Água moderadamente poluída
	4-3	IV	Água muito poluída
	2-0	V	Água fortemente poluída

B	IBMWP	Classe	Qualidade da Água
	> 100	I	Água limpa ou não contaminada
	61-100	II	Água ligeiramente contaminada
	36-60	III	Água moderadamente contaminada
	16-35	IV	Água contaminada
	<16	V	Água fortemente contaminada

